Envahisseurs exotiques

des eaux, milieux humides et forêts du Canada

sous la direction de

Renata Claudi

Patrick Nantel

Elizabeth Muckle-Jeffs

Ressources naturelles Canada

Natural Resources Canada

Canada

Envahisseurs exotiques

des eaux, milieux humides et forêts du Canada

sous la direction de

Renata Claudi, Patrick Nantel et Elizabeth Muckle-Jeffs

Publié par

Direction générale des sciences
Service canadien des forêts
Ressources naturelles Canada, Ottawa

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2002
ISBN 0-660-96686-7
N° de cat. Fo42-329/2002F
Publié par le Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada, Ottawa K1A 0E4.

Tous droits réservés. Aucune partie de cette publication ne peut être reproduite, transmise ni enregistrée dans un système d'extraction de données sous quelque forme et par quelque moyen que ce soit (électronique, mécanique, photocopie, enregistrement ou autre) sans que le ministre de Travaux publics et Services gouvernementaux Canada ne l'ait préalablement autorisé par écrit.

Cet ouvrage est publié en anglais sous le titre *Alien Invaders in Canada's Waters, Wetlands, and Forests.*

Gestion du projet : Catherine Carmody
Révision linguistique et scientifique (texte anglais) : Catherine Carmody, Paula Irving, Peggy Robinson et Jocelyn Tomlinson
Traduction : Bureau de la traduction, Travaux publics et Services gouvernementaux Canada
Révision linguistique et scientifique (texte français) : Denis Rochon
Conception graphique : Danielle Monette et Sandra Bernier
Mise en page : Sandra Bernier, Danielle Monette, Roberta Gal et Julie Piché
Conception graphique de la couverture : Sandra Bernier
Glossaire : Gregory Crook, Catherine Carmody et Patrick Nantel
Index : Patricia Buchanan

Données de catalogage avant publication de la Bibliothèque nationale du Canada

Vedette principale au titre :

Envahisseurs exotiques des eaux, milieux humides et forêts du Canada

Publ. aussi en anglais sous le titre : *Alien invaders in Canada's waters, wetlands, and forests.*
ISBN 0-660-96686-7
N° de cat. Fo42-329/2002F

1. Animaux et plantes nuisibles non indigènes — Canada.
2. Animaux et plantes nuisibles — Introduction — Canada.
3. Écosystèmes — Santé — Canada.
I. Claudi, Renata.
II. Nantel, Patrick, 1963-
III. Muckle-Jeffs, Elizabeth.
IV. Service canadien des forêts. Direction générale des sciences.

SB990.5C3A54 2002 363.7'8 C2002-980263-6

Photos de couverture : 1re de couv., salicaire, Denis Rochon. 4e de couv. (*de haut en bas*) : hydrocharide grenouillette, Eric Haber; éperlan arc-en-ciel, ©John G. Shedd Aquarium, Chicago (IL); *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*, R.E. Scheibling; larve de spongieuse, Klaus Bolte; nerprun cathartique, Eric Haber.

Photo de la table des matières : *Galerucella calmariensis* s'alimentant sur la salicaire, Eric Coombs.

Mise en garde : La présente publication a été revue et corrigée par le Service canadien des forêts (SCF), de Ressources naturelles Canada. Toutefois, les opinions qui y sont exprimées n'engagent que les auteurs et ne reflètent pas nécessairement le point de vue et les politiques du SCF.

Imprimé sur du papier recyclé

IMPRIMÉ AU CANADA

Imprimé sur du papier alcalin permanent

104-01635/

Table des matières

Présentation des directeurs de publication 5

Collaborateurs 7

Préface 9

Introduction 11

Première partie **Impact mondial des espèces exotiques** 13

Envahisseurs exotiques : une introduction 15
Geoffrey G.E. Scudder

Espèces exotiques envahissantes : perspective internationale sur un problème sans frontières 19
Laurie E. Neville

Incidences écologiques et économiques des espèces exotiques : un changement planétaire phénoménal 29
Daniel Simberloff

Deuxième partie **Espèces exotiques au Canada : état des lieux** 41

Propagation et impact des plantes exotiques dans les paysages du Canada 43
Erich Haber

Espèces exotiques envahissantes dans les forêts canadiennes 59
Ole Hendrickson

Introduction et transfert d'espèces exotiques aquatiques dans le bassin hydrographique des Grands Lacs et du Saint-Laurent 73
Yves de Lafontaine et Georges Costan

Espèces aquatiques exotiques au Manitoba : réalité et menace 93
Wendy Ralley

Espèces exotiques en Saskatchewan : incidences, voies d'entrée et solutions possibles 103
Richard H.M. Espie, Paul C. James et Kevin M. Murphy

Espèces marines et estuariennes exotiques présentes dans le détroit de Georgia (Colombie-Britannique) 111
Colin Levings, Dorothee Kieser, Glen S. Jamieson et Sarah Dudas

Espèces introduites et modifications de la végétation marine de l'Atlantique canadien 133
Annelise S. Chapman, Robert E. Scheibling et Anthony R.O. Chapman

Troisième partie **Études de cas** 149

La spongieuse au Canada : étude de cas d'un insecte envahissant 151
Vince G. Nealis

Réponse du Canada à l'introduction du cabomba de Caroline dans les eaux ontariennes 161
Francine MacDonald

Introduire délibérément un poisson au Canada peut être facile : l'exemple de l'implantation de la tanche dans le sud du Québec 169
Pierre Dumont, Nathalie Vachon, Jean Leclerc et Aymeric Guibert

Introductions du crabe vert en Amérique du Nord : leçons de l'Atlantique et du Pacifique 179
Glen S. Jamieson

Mollusques d'eau douce d'Amérique du Nord : traits distinctifs des espèces en péril et des espèces envahissantes 187
Gerald L. Mackie

Quatrième partie **La gestion des espèces exotiques** 199

Introductions intentionnelles d'espèces exotiques de poissons : savons-nous tirer la leçon de nos erreurs? 201
Dennis Wright

Comment prévenir l'introduction et la diffusion des espèces aquatiques exotiques dans les Grands Lacs 219
Alan Dextrase

Espèces exotiques transportées dans l'eau de lest des navires : de la constatation des incidences à la réglementation 233
Christopher J. Wiley et Renata Claudi

Mesures phytosanitaires : prévenir l'introduction et la propagation d'organismes exotiques nuisibles aux plantes 243
Marcel Dawson

Sensibilisation du milieu politique aux espèces exotiques envahissantes : leçons des interventions canadiennes contre la salicaire 253
Gerry Lee

Projet de lutte contre la salicaire au Manitoba : partenariats et initiatives dans la lutte contre une espèce exotique envahissante 259
Cory J. Lindgren

Maîtrise des populations établies d'espèces exotiques 269
Daniel Simberloff

Lutte biologique classique contre les plantes exotiques envahissantes dans les habitats naturels 279
James E. Corrigan

Lutte biologique contre les plantes nuisibles au Canada : résultats, possibilités et contraintes 291
Peter Harris et Simon F. Shamoun

Postface

Prévoir les invasions biologiques pour mieux les prévenir 303
Patrick Nantel

Glossaire 307

Index 311

Présentation des directeurs de publication

Renata Claudi détient une maîtrise en biologie et accumule, depuis plus de 20 ans, une expérience technique et d'affaires diversifiée. De 1989 à 2000, elle a travaillé pour un grand service public d'électricité, où elle a entre autres évalué l'impact des moules zébrées sur les stations d'exploitation et établi des plans d'atténuation. Elle s'inscrit au nombre des organisateurs fondateurs d'une conférence internationale annuelle sur les espèces aquatiques envahissantes, et elle joue toujours le rôle d'expert-conseil pour le comité des programmes techniques. M^me^ Claudi a co-signé un livre d'avant-garde sur les options de lutte contre la moule zébrée, *Practical Manual for Zebra Mussel Monitoring and Control* (Lewis Publishers, 1993), et elle a dirigé la publication de *Fresh Water Alien Organisms in North America* (Lewis Publishers, 1999), un volume exhaustif auquel ont contribué 43 experts du Canada, des États-Unis et du Mexique. M^me^ Claudi agit actuellement à titre de scientifique principale chez RNT Consulting Inc., une firme d'expert-conseil en environnement qui s'intéresse à divers aspects des invasions d'espèces exotiques, y compris leur impact économique et la mise en œuvre de mécanismes de lutte appropriés.

Patrick Nantel possède un Ph.D. en sciences de l'environnement. Il s'intéresse principalement à l'utilisation des modèles de la dynamique des populations pour l'analyse de la viabilité des populations et l'estimation des niveaux durables de récolte. Il participe à des recherches dans ce domaine avec des scientifiques de la Hawaii University at Manoa, de l'Université du Québec à Montréal et du Biodôme de Montréal. M. Nantel a collaboré à de nombreux livres, dépliants et sites Web ayant pour but de vulgariser et de faire connaître la diversité, l'écologie et la conservation des plantes indigènes, et il a servi de conseiller pour la production de multiples publications, notamment la splendide *Flore printanière* (Fleurbec Éditeur, 2002). Il est actuellement conseiller scientifique et coordonnateur de la recherche pour le Réseau sur les processus des écosystèmes forestiers, au Service canadien des forêts de Ressources naturelles Canada, à Ottawa.

Elizabeth Muckle-Jeffs fournit des services de consultation à des organisations scientifiques depuis plus de dix ans. Elle travaille auprès de clients des secteurs public et privé, principalement sur des questions environnementales liées aux espèces étrangères, aux eaux de ballast et à la qualité de l'eau en milieu rural. M^me^ Muckle-Jeffs a une vaste expérience de la compilation, de l'édition et de la publication de littérature technique, notamment des comptes rendus de conférences scientifiques nationales et internationales, comme la Conférence nationale sur les éléments nutritifs agricoles et leur impact sur la qualité de l'eau en milieu rural et la Conférence internationale sur les espèces aquatiques envahissantes. Elle possède et exploite The Professional Edge, une entreprise de marketing, de vente et de communication qui permet à ses clients d'obtenir des résultats grâce à la planification stratégique, au marketing et à la promotion efficaces, ainsi qu'à la gestion de la qualité totale.

Collaborateurs

Annelise S. Chapman
Department of Biology
Dalhousie University
Halifax (N.S.) B3H 4J1

Anthony R.O. Chapman
Department of Biology
Dalhousie University
Halifax (N.S.) B3H 4J1

Renata Claudi
RNT Consulting, Inc.
823 County Road 35
Picton (Ont.) K0K 2T0

James E. Corrigan
P.O. Box 291
Harriston (Ont.) N0G 1Z0

Georges Costan
Centre Saint-Laurent
Environnement Canada
105, rue McGill, 7e ét.
Montréal (Qc) H2Y 2E7

Marcel Dawson
Division de la production et de la protection des végétaux
Agence canadienne d'inspection des aliments
Pièce 2013 O
59, Camelot Drive, Ottawa (Ont.)
K1A 0Y9

Yves de Lafontaine
Centre Saint-Laurent
Environnement Canada
105, rue McGill, 7e ét.
Montréal (Qc) H2Y 2E7

Alan Dextrase
Parcs Ontario
Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario
C.P. 7000
Peterborough (Ont.) K9J 8M5

Sarah Dudas
Direction générale des sciences
Laboratoire de West Vancouver
Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada
4160 Marine Drive
West Vancouver (C.-B.) V7V 1N6

Pierre Dumont
Société de la faune et des parcs du Québec
201, Place Charles-Le Moyne
Longueuil (Qc) J4K 2T5

Richard H.M. Espie
Fish and Wildlife Branch
Saskatchewan Environment
3211 Albert Street
Regina (Sask.) S4S 5W6

Aymeric Guibert
Cemagref, Groupement de Bordeaux
33612 Cestas Cedex
France

Erich Haber
National Botanical Services
604 Wavell Avenue
Ottawa (Ont.) K2A 3A8

Peter Harris
Lethbridge Research Centre
Agriculture et Agroalimentaire Canada
C.P. 3000
Lethbridge (Alb.) T1J 4B1

Ole Hendrickson
Service canadien de la faune
Environnement Canada
Place Vincent Massey
351, boul. Saint-Joseph, 9e ét.
Hull (Qc) K1A 0H3

Paul C. James
Fish and Wildlife Branch
Saskatchewan Environment
3211 Albert Street
Regina (Sask.) S4S 5W6

Glen S. Jamieson
Station de biologie du Pacifique
Pêches et Océans Canada
Nanaimo (C.-B.) V9R 5K6

Dorothee Kieser
Station de biologie du Pacifique
Pêches et Océans Canada
Nanaimo (C.-B.) V9R 5K6

Jean Leclerc
Société de la faune et des parcs du Québec
201, Place Charles-Le Moyne
Longueuil (Qc) J4K 2T5

Gerry Lee
Consulting Associate
Canadian Biodiversity Informatics Consortium
144 Oakridge Blvd.
Ottawa (Ont.) K2G 2T9

Colin Levings
Direction générale des sciences
Laboratoire de West Vancouver
Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada
4160 Marine Drive
West Vancouver (C.-B.) V7V 1N6

Cory J. Lindgren
Manitoba Purple Loosestrife Project
Box 1160
Stonewall (Man.) R0C 2Z0

Francine MacDonald
Ontario Federation of Anglers and Hunters
C.P. Box 2800
Peterborough (Ont.) K9J 8L5

Gerald L. Mackie
Department of Zoology
University of Guelph
Guelph (Ont.) N1G 2W1

Kevin M. Murphy
Fish and Wildlife Branch
Saskatchewan Environment
3211 Albert Street
Regina (Sask.) S4S 5W6

Patrick Nantel
Direction générale des sciences
Division des programmes scientifiques
Service canadien des forêts
Ressources naturelles Canada
580, rue Booth, 12e ét.
Ottawa (Ont.) K1A 0E4

Vince G. Nealis
Centre de foresterie du Pacifique
Service canadien des forêts
Ressources naturelles Canada
506 West Burnside Road
Victoria (C.-B.) V8Z 1M5

Laurie E. Neville
Department of Biological Sciences
Stanford University
385 Serra Mall
Stanford (CA) 94305-5020

Wendy Ralley
Manitoba Conservation
123 Main Street, Suite 160
Winnipeg (Man.) R3C 1A5

Robert E. Scheibling
Department of Biology
Dalhousie University
Halifax (N.S.) B3H 4J1

Geoffrey G.E. Scudder
Department of Zoology and Centre
for Biodiversity Research
University of British Columbia.
Vancouver (C.-B.) V6T 1Z4

Simon F. Shamoun
Centre de foresterie du Pacifique
Service canadien des forêts
Ressources naturelles Canada
506 West Burnside Road
Victoria (C.-B.) V8Z 1M5

Daniel Simberloff
Department of Ecology and
Evolutionary Biology
University of Tennessee
569 Dabney Hall
Knoxville (TN) 37996-1610

Nathalie Vachon
Société de la faune et des parcs
du Québec
201, Place Charles-Le Moyne
Longueuil (Qc) J4K 2T5

Christopher J. Wiley
Pêches et Océans Canada
201 N. Front Street, Suite 703
Sarnia (Ont.) N7T 8B1

Dennis Wright
Direction générale des sciences de
l'environnement
Région du Centre et de l'Arctique
Pêches et Océans Canada
501 University Crescent
Winnipeg (Man.) R3T 2N6

Préface

Dans le contexte de cette publication, les espèces exotiques sont celles qui ont traversé des frontières naturelles et gagné des écosystèmes où elles n'existaient pas auparavant de mémoire d'homme. Il arrive également qu'on les appelle espèces étrangères, introduites, allochtones ou non indigènes. Habituellement, ces espèces traversent les obstacles naturels — océans, montagnes, cours d'eau et déserts — par l'intervention délibérée ou accidentelle de l'être humain, mais on a aussi observé des extensions de l'aire de répartition de certaines espèces causées par des phénomènes comme les changements climatiques planétaires.

Un faible pourcentage d'espèces exotiques possèdent des caractéristiques qui leur permettent de prospérer dans les écosystèmes d'accueil et d'y occuper une position dominante au détriment des espèces indigènes. Ces espèces sont qualifiées d'envahissantes. Le terme « espèces exotiques envahissantes » évoque une invasion à partir d'autres continents, ce qui n'est pas toujours le cas. En effet, les espèces envahissantes, qu'elles proviennent d'une autre partie du monde ou d'un bassin hydrographique voisin, peuvent produire des effets tout aussi dévastateurs dans l'écosystème où elles s'établissent.

Nombreux sont ceux qui considèrent que les espèces exotiques envahissantes figurent parmi les plus grandes menaces à la diversité biologique à l'échelle mondiale. Au Canada, relativement peu de gens reconnaissent cette menace. Exception faite d'espèces comme la moule zébrée ou la salicaire, les répercussions des diverses espèces envahissantes ne sont pas encore bien définies, et l'ampleur des dangers que celles-ci présentent pour la biodiversité des eaux, des milieux humides, des prairies et des forêts du Canada n'a pas été quantifiée.

Selon toute probabilité, l'accroissement du commerce mondial et des changements climatiques ne manqueront pas d'exacerber le problème des espèces exotiques. C'est cette perspective qui a amené le Comité scientifique de la biodiversité du Canada à tenir un colloque sur les espèces exotiques à Toronto, en 1999, à l'occasion de l'assemblée annuelle du Réseau d'évaluation et de surveillance écologiques. Ce colloque avait pour but de mettre en lumière le problème des espèces exotiques au Canada. *Envahisseurs exotiques des eaux, milieux humides et forêts du Canada* a pris sa source dans ce colloque. Des chapitres reprennent, en l'actualisant, le contenu de certains des mémoires qui y ont été présentés tandis que d'autres contiennent des textes d'auteurs invités qui traitent du sujet d'une manière plus approfondie qu'on ne peut le faire dans le cadre d'un colloque.

Cet ouvrage fait état de la situation des espèces exotiques envahissantes au Canada et examine en outre les aspects suivants : effets de ces envahisseurs sur la biodiversité de différents écosystèmes; voies de nouvelles introductions; mécanismes de distribution secondaires; méthodes de confinement, d'éradication et de lutte; politiques et législation; collaboration à l'échelle nationale et internationale; programmes d'information et de sensibilisation du public visant à réduire le risque d'introduction ou de dissémination accidentelle. On y présente un bilan, autant des éléments encore inconnus du problème et de ce qu'il faut faire pour y remédier que des connaissances accumulées et des mesures prises à ce jour.

L'article 8 h) de la Convention sur la diversité biologique, ratifiée par le Canada, stipule que chaque Partie contractante doit « empêcher d'introduire, contrôler ou éradiquer les espèces exotiques qui menacent des écosystèmes, des habitats ou des espèces ». Or il n'existe pas de vue d'ensemble du problème des espèces exotiques envahissantes au Canada. Nous espérons donc que cet ouvrage servira d'assise et de source d'inspiration pour les développements futurs en cette matière sur le plan scientifique et stratégique.

Nous remercions Ole Hendrickson, du Service canadien de la faune, d'Environnement Canada, et Hans Ottens, du Service canadien des forêts, de Ressources naturelles Canada, qui ont soutenu dès le départ l'établissement de cet ouvrage.

Nous voudrions également remercier les personnes suivantes qui ont examiné les manuscrits : **J. Lars Baker**, Fremont County Weed and Pest Control, Lander (WY); **Guy R. Brassard**, Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada, Ottawa (Ont.); **Alfred F. Cofrancesco, Jr.**, US Army Corps of Engineers, Engineering Research and Development Center, Vicksburg (MS); **Edwin J. Crossman**, Emeritus, Royal Ontario Museum, Toronto (Ont.); **Yves de Lafontaine**, Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, Montréal (Qc); **Erich Haber**, National Botanical Services, Ottawa (Ont.); **Ole Hendrickson**, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Hull (Qc); **Douglas A. Jensen**, University of Minnesota Sea Grant College Program, Duluth (MN); **Craig Johnson**, Tasmanian Aquaculture and Fisheries Institute, University of Tasmania, Hobart (Australie); **Sandra M. Keppner**, Lower Great Lakes Fishery Resources Office, US Fish and Wildlife Service,

Amherst (NY); **Michael Klepinger**, Michigan Sea Grant Program, Michigan State University, East Lansing (MI); **Joseph H. Leach**, Emeritus, Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Kingsville (Ont.); **John Madsen**, Département des sciences biologiques, Minnesota State University, Mankato (MN); **Steve Marshall**, Département de biologie environnementale, University of Guelph, Guelph (Ont.); **Ralph C. Martin**, Département des sciences de l'agriculture, Nova Scotia Agricultural College, Truro (N.-É.); **Collin McGuire**, Habitat Management Unit, Fish and Wildlife Branch, Saskatchewan Environment, Prince Albert (Sask.); **Robert F. McMahon**, Center for Biological Macrofouling Research, The University of Texas at Arlington, Arlington (TX); **Edward L. Mills**, Cornell University, Bridgeport (NY); **Judith Myers**, Département de zoologie et Faculté des sciences de l'agriculture, University of British Columbia, Vancouver (C.-B.); **Vince G. Nealis**, Centre de foresterie du Pacifique, Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada, Victoria (C.-B.); **Sandra Parker**, Cornell University, Bridgeport (NY); **Eric Reeves**, Cdr., US Coast Guard (retraité), Montague (MI); **Rick Sanden**, Habitat Management Unit, Fish and Wildlife Branch, Saskatchewan Environment, Regina (Sask.); **Edwin A. Theriot**, US Army Corps of Engineers, Engineering Research and Development Center, Vicksburg (MS); **Alan Watson**, Département de phytologie, McGill University, Ste-Anne-de-Bellevue (Qc); **S. Kim Webb**, US Fish and Wildlife Service, Stockton (CA); **Christopher J. Wiley**, Pêches et Océans Canada, Sarnia (Ont.).

Introduction

Le fait qu'une espèce devienne indésirable lorsqu'elle se trouve hors de son aire ou de son habitat est une notion relativement nouvelle. Depuis environ la fin du XXVII[e] siècle jusqu'à la fin du XIX[e] siècle, des sociétés scientifiques et des institutions, et aussi des organismes gouvernementaux, ont consenti beaucoup d'énergie et d'argent pour introduire autant d'espèces exotiques qu'ils le jugeaient souhaitable dans autant de nouveaux milieux que possible et ce, pour une multitude de raisons, qu'il s'agisse de considérations esthétiques ou de la possibilité de constituer des réserves alimentaires à peu de frais, par exemple. C'est ainsi que beaucoup d'espèces « transplantées » se sont établies dans leur nouvel environnement et, dans certains cas, l'ont dominé. Avec le temps, il est devenu évident que cette pratique posait des problèmes. À mesure qu'augmentaient les connaissances sur l'environnement et que se manifestaient les effets des espèces exotiques introduites, on doutait de plus en plus de la sagesse des actions posées. Au début du XX[e] siècle, le nombre d'introductions délibérées a commencé à diminuer, mais les introductions accidentelles ont continué, dans de nombreux cas sous l'effet du commerce mondial : le nombre d'introductions accidentelles d'espèces exotiques continue de s'accroître, au même rythme qu'augmentent les échanges commerciaux à l'échelle planétaire.

Au Canada, les activités humaines ont accéléré considérablement l'évolution des écosystèmes depuis 200 ans. Ici comme ailleurs dans le monde, certains des changements observés découlent de l'introduction d'espèces exotiques ou de la propagation d'espèces indigènes dans de nouveaux écosystèmes par l'intervention humaine. On reconnaît maintenant les problèmes que les espèces exotiques envahissantes peuvent poser dans les secteurs de l'agriculture, des forêts et des pêches au pays, et des tentatives ont été faites pour les résoudre. Des espèces introduites depuis peu, telles que la moule zébrée, la salicaire et le longicorne brun de l'épinette, ont fait l'objet d'études et d'interventions en raison de leurs incidences écologiques — et les médias en ont fait de véritables vedettes. Pourtant, les connaissances concernant les répercussions de la plupart des espèces exotiques sur nos écosystèmes demeurent incomplètes et en grande partie anecdotiques.

On peut classer dans trois grandes catégories les effets potentiels des espèces exotiques envahissantes sur la biodiversité.

- Effets écologiques : Déplacement d'espèces indigènes sous l'effet de la prédation et de la compétition dans la recherche de nourriture et d'autres ressources, et altération d'habitats et de chaînes alimentaires.
- Effets génétiques : Dilution et risque de perte de fonds génétiques dûs à l'introduction de souches non adaptées d'une espèce ou de proches parents de cette espèce qui peuvent s'hybrider. Il faut y ajouter les effets génétiques indirects induits par des effets écologiques, comme la réduction de la taille de fonds génétiques en raison de la compétition et de la prédation.
- Effets pathologiques : Infection d'espèces indigènes par divers organismes parasites, comme les bactéries, les virus et les champignons infectant des animaux et des végétaux exotiques.

Les espèces introduites dans de nouveaux environnements sont exposées à des variables écologiques différentes de celles de leurs écosystèmes d'origine. Dès lors, l'introduction intentionnelle d'espèces en vue d'en tirer des avantages à court terme peut entraîner des coûts écologiques et économiques à long terme. Et les effets négatifs des espèces exotiques établies sont habituellement irréversibles, sans compter qu'il peut coûter extrêmement cher de tenter de les enrayer ou de les réduire. Qui plus est, les ressources qu'on utilise pour réparer ou atténuer les dommages causés ne peuvent évidemment servir à d'autres fins.

Pour prévenir l'introduction d'espèces exotiques, il faut contrôler leurs voies d'introduction dans le pays (ou dans de nouveaux écosystèmes). Des obstacles naturels — océans, montagnes, cours d'eau et déserts — qui ont contribué à isoler des écosystèmes pendant des milliers d'années sont franchis de plus en plus fréquemment. Des assemblages uniques de plantes et d'animaux qui ont évolué dans ces écosystèmes sont menacés. Et ces obstacles peuvent être surmontés de nombreuses façons différentes. À cet égard, l'être humain vient délibérément en aide à certaines espèces exotiques. Des organismes vivants prennent avantage des divers moyens de transport qui servent aux échanges commerciaux. D'autres peuvent étendre leur aire de répartition en s'infiltrant par des brèches pratiquées dans les barrières naturelles, notamment les canaux aménagés entre les bassins hydrographiques, ou à la faveur

Voies d'introduction	Écosystèmes				
	Eaux douces	Milieux marins	Milieux humides	Prairies	Forêts
Introduction intentionnelle	•	•	•	•	•
Eau de lest	•	•			
Salissures des coques	•	•			
Plates-formes pétrolières		•			
Aquaculture	•	•	•		
Poissons-appâts	•		•		
Plantes et animaux d'aquarium	•	•	•		
Étangs ornementaux et jardins d'eau	•		•		
Pêche récréative et navigation de plaisance	•		•		
Extension d'aires due à la suppression de frontières géographiques	•		•		
Horticulture			•	•	•
Matériaux d'emballage et bois de fardage				•	•
Élevages de gibier				•	•
Extension d'aires due au réchauffement climatique	•	•	•	•	•

de phénomènes comme les changements climatiques à l'échelle planétaire. Le tableau ci-dessus présente un aperçu des voies d'entrée au Canada les plus connues et indique les écosystèmes qu'elles peuvent affecter.

Même si toutes les voies d'entrée possibles au Canada étaient barrées, il serait encore impossible d'empêcher toutes les introductions. Par exemple, la frontière canado-américaine est longue de plusieurs milliers de kilomètres. Des espèces introduites au sud de cette frontière peuvent donc finir par entrer au Canada, et vice-versa. Toutefois, il serait très utile de savoir dans quelle mesure chacune des voies d'introduction énumérées dans le tableau contribue au problème, car on pourrait mobiliser les ressources nécessaires pour supprimer celles qui présentent le plus grand risque. Or cela n'est pas encore possible, faute des données nécessaires.

Certaines mesures prises pour contrôler des espèces exotiques ou empêcher leur introduction ont porté fruit. Dans la majorité des cas cependant, les pratiques d'aménagement actuelles du Canada n'ont pas permis de stopper l'entrée de nouvelles espèces exotiques ni de maîtriser la plupart des problèmes connexes. Ainsi, l'introduction de nouvelles espèces dans le bassin des Grands Lacs s'est maintenue à un rythme constant depuis 120 ans. Malgré les mesures prises récemment pour résoudre le problème, notamment l'instauration de directives sur l'eau de lest et de programmes d'information et de sensibilisation, sans compter les démarches auprès de comités internationaux, l'introduction d'espèces exotiques continue de poser problème au Canada et ce, pour trois raisons principales :

- Dans leur état actuel, les politiques, la législation, le personnel et les budgets des administrations fédérale, provinciales et territoriales ne permettent pas de contrôler le transport des espèces exotiques à l'intérieur du pays.
- Le grand public, et dans une moindre mesure les organismes d'aménagement gouvernementaux, sont en grande partie ignorants des graves conséquences écologiques et économiques que l'introduction d'espèces exotiques peuvent avoir, ni des voies d'entrée de ces espèces.
- La connaissance insuffisante des interactions biologiques rend difficile, voire impossible, l'analyse fiable des impacts des espèces exotiques.

Il faut mettre en place une législation plus exhaustive visant les espèces exotiques et un organisme de coordination qui serait le premier point de contact en cette matière; ce besoin est exprimé souvent dans les articles qui suivent. Un tel organisme coordonnerait l'ensemble des interventions futures et serait le dépositaire des données sur l'évaluation des risques, les premières mentions d'espèces nouvelles, les mesures prises pour prévenir leur dissémination et la mise en œuvre des activités d'éradication. Il pourrait aussi collaborer avec les autres organismes du Canada et de l'étranger qui s'occupent des problèmes liés aux espèces exotiques afin de mettre en œuvre des pratiques de gestion optimales.

Première partie **Impact mondial des espèces exotiques**

Les espèces exotiques sont une importante cause de l'extinction d'espèces indigènes dans de nombreux pays et entrent en jeu dans le réaménagement biogéographique de la planète. De plus, bien qu'aucune étude approfondie n'ait été menée à ce sujet, elles entraîneraient des coûts énormes pour les secteurs de l'agriculture, des forêts, des pêches et de la santé publique. Selon des estimations, aux États-Unis seulement, les espèces exotiques imposeraient chaque année un fardeau économique de 137 milliards $US. Les articles de la première partie brossent un portrait d'ensemble de l'impact des espèces exotiques envahissantes à l'échelle mondiale, présentent un profil des plus connues de ces espèces et décrivent bon nombre des initiatives menées pour leur faire la lutte ou pour atténuer leurs effets écologiques et socio-économiques.

Les impacts écologiques de la plupart des invasions d'espèces exotiques entrent dans les catégories suivantes : altération de l'habitat, compétition, prédation, herbivorie, maladies et hybridation. En outre, les envahisseurs affectent l'économie, la disponibilité des ressources et la santé humaine. Seule une minorité des espèces exotiques deviennent envahissantes, mais il demeure difficile de prévoir quelles espèces le deviendront et quels effets elles auront. L'ensemble des vers de terre de la majeure partie du territoire canadien et du nord des États-Unis sont d'origine eurasienne. Ce taxon est devenu si important pour le fonctionnement de tout l'écosystème qu'on aurait pu s'attendre à des effets majeurs sur tous les milieux naturels. Or, aucun n'est encore apparent.

Des scientifiques du monde entier s'efforcent de faire avancer les connaissances sur les espèces exotiques. On reconnaît que le problème a une portée planétaire et qu'il exige donc la collaboration de tous les pays, c'est-à-dire le partage du savoir et des ressources. Il faut viser l'uniformité des politiques, des législations et des pratiques afin de prévenir de nouvelles introductions d'espèces exotiques envahissantes et d'assurer le contrôle et la gestion de ces espèces. Il existe actuellement plus de 40 instruments juridiques et programmes internationaux portant sur divers aspects du problème des espèces exotiques, et les rapports institutionnels entre les organismes compétents ont pris de l'expansion. La Convention sur la diversité biologique, adoptée en 1992, est le premier accord mondial sur la préservation de la biodiversité. L'article 8 h) de la Convention vise expressément les espèces exotiques et leurs effets sur la biodiversité. Par ailleurs, le Programme mondial sur les espèces envahissantes (PMEE) constitue une initiative ambitieuse et exhaustive. Il a pour but d'encourager les gouvernements et d'autres entités à adopter les meilleures pratiques existantes pour gérer les espèces exotiques envahissantes et prévenir leur introduction, et à promouvoir la mise en place de stratégies et d'outils nouveaux.

Envahisseurs exotiques : une introduction

Geoffrey G.E. Scudder

Dans le monde entier, les envahisseurs biologiques menacent la biodiversité, la fonction écosystémique, les activités économiques, la disponibilité des ressources et la santé humaine (Ruesink *et al.*, 1995; Simberloff, 1996; Vitousek *et al.*, 1997; Ricciardi *et al.*, 2000). Les espèces exotiques sont la plus grande cause, après la perte d'habitat, du déclin des espèces indigènes (Enserink, 1999; Wilcove *et al.*, 1998).

Il n'y a pas de cadre convenu pour quantifier ou comparer l'impact total des envahisseurs (Parker *et al.*, 1999), mais les conséquences des invasions sont parfois étonnantes, et il faut souvent beaucoup d'ingéniosité et de créativité pour les contrer ou s'y adapter (Soulé, 1990). Les organismes exotiques ont même entraîné la chute de premiers ministres (Horsfall, 1983).

Appauvrissement de la biodiversité

Les envahisseurs exotiques menacent les espèces rares et en péril ainsi que la biodiversité (Walker et Steffen, 1997). Ils ont des effets particulièrement impressionants dans les îles (Coblentz, 1990; Vitousek, 1988). Le serpent brun arboricole (*Boiga irregularis* (Merrem)) (figure 1), probablement introduit accidentellement par le transport maritime de matériel militaire américain, a fait disparaître en un peu plus de 40 ans au moins 10 espèces d'oiseaux endémiques de Guam, une île du Pacifique Nord (Savidge, 1987; McCoid, 1991).

La petite mangouste indienne (*Herpestes javanicus* (E. Geoffroy Saint-Hilaire)) est à l'origine de la disparition d'au moins 7 amphibiens et reptiles à Puerto Rico et dans d'autres îles des Antilles (Henderson, 1992). L'introduction du renard roux (*Vulpes vulpes* (L.)) a joué dans la disparition de 20 espèces de marsupiaux australiens (Morrell, 1993). De même, en Nouvelle-Zélande, on impute à des chats (*Felis catus* L.) la disparition d'au moins 6 espèces d'oiseaux endémiques, ainsi que de 70 populations d'oiseaux insulaires (King, 1985).

Les chèvres férales (*Capra hircus* L.) introduites dans l'île de San Clemente en Californie ont fait disparaître 8 espèces endémiques de plantes et mis en péril 8 autres (Kurdila, 1995). Les chèvres introduites en 1513 à Sainte-Hélène, une île de l'Atlantique Sud, ont presque certainement causé l'extinction de plus de 50 espèces végétales endémiques (Groombridge, 1992).

Dans les Galapagos, la « fourmi électrique » (*Wasmannia auropunctata* Roger) a éliminé la plupart des espèces de fourmi des îles là où elle s'est établie (Meier, 1983). À Hawaii, il faut peut-être imputer à l'introduction d'une fourmi à grosse tête (*Pheidole megacephala* (Fabricius)) la disparition de quelque 200 mollusques endodontidés endémiques (Gagné et Christensen, 1985). Dans certaines régions du Sud des États-Unis, la fourmi de feu rouge (*Solenopsis wagneri* (Santschi)) qui a été importée a décimé les fourmis indigènes, et elle menace sérieusement la biodiversité des communautés d'arthropodes de l'endroit (Porter et Savignang, 1990).

L'introduction de la perche du Nil (*Lates niloticus* (L.)) dans le lac Victoria en 1957 pour nourrir la population humaine a presque annihilé l'ichtyofaune de plusieurs centaines d'espèces endémiques de cichlidés haplochromiens (Barel *et al.*, 1985; Hughes, 1986). On prétend que l'appauvrissement de la diversité génétique des vertébrés dû à cette mesure peu judicieuse pourrait être sans précédent dans l'histoire de la manipulation des écosystèmes par l'humain (Barel *et al.*, 1985).

La moule zébrée (*Dreissena polymorpha* (Pallas)) introduite dans la région des Grands Lacs d'Amérique du Nord est à l'origine de la mortalité rapide et massive et de la disparition imminente des moules d'eau douce indigènes (Ricciardi *et al.*, 1998).

Les mauvaises herbes allogènes qui ont envahi les écosystèmes naturels menacent gravement ces milieux (Williams et West, 2000). Elles ont pris d'assaut les points chauds de la diversité (Stohlgren *et al.*, 1999), les réserves naturelles et les zones protégées (Macdonald *et al.*, 1989), et peuvent poser de difficiles problèmes de gestion (Westman, 1990). Ces mauvaises herbes sont considérées comme une des plus grandes menaces à la conservation des sites naturels en Australie et en Nouvelle-Zélande (Williams et West, 2000). On leur impute d'ailleurs la disparition de 4 espèces de plantes en Australie (Groves et Willis, 1999).

Au total, l'établissement d'espèces exotiques et la perte d'espèces indigènes se soldent par l'homogénéisation du biote (Rahel, 2000). Il est peu probable que celle-ci puisse être stoppée ou diminuée.

Fonction écosystémique

De plus en plus et d'innombrables façons, les espèces exotiques altèrent la composition des écosystèmes naturels de la Terre et nuisent à leur fonctionnement durable (D'Antonio et Vitousek, 1992; Vitousek *et al.*, 1996; Dukes et Mooney, 1999). Les invasions biotiques se font extrêmes et produisent des effets grandissants sur les communautés existantes (Gili, 2000). Il en résulte un nouvel ordre biologique (Mooney et Drake, 1989).

Ainsi, les chèvres férales, outre leur impact sur le biote, ont eu des effets dévastateurs et étendus sur les écosystèmes (Coblentz, 1978). Elles finissent souvent par

Figure 1. Serpent brun arboricole. Photo de Gordon H. Rodda, US Geological Survey, Fort Collins (CO).

détruire les éléments physiques de l'habitat (Coblentz, 1990).

Le genêt à balais (*Cytisus scoparius* (L.) Link) crée dans de nombreuses régions du monde des environnements sujets à être perturbés, en raison de son impact sur d'autres biotes et parce qu'il modifie le régime d'inflammabilité (Downey et Smith, 2000). Le brome des toits (*Bromus tectorum* L.), qui a envahi les prairies et les steppes arbustives dans l'Ouest de l'Amérique du Nord, a transformé le cycle des incendies, transformation qui s'est répercutée sur la structure et la fonction des communautés (Kurdila, 1995; Vitousek *et al.*, 1996, 1997). Des cycles d'incendie d'entre 60 et 100 ans ont été raccourcis à entre 3 et 5 ans. Les croûtes de sol organique ont été enlevées, et les intervalles entre les incendies sont maintenant trop courts pour qu'elles se reconstituent (Greene *et al.*, 1990; Whisenant, 1990). Certaines plantes envahissantes ont pu réussir à s'établir, parce qu'elles apportent de nouveaux modes d'interaction aux communautés végétales naturelles (Callaway et Aschehoug, 2000). Toutefois, peu de changements sont positifs.

Incidences économiques et disponibilité des ressources

Des groseilles de mer, embarquées clandestinement dans les eaux de ballast d'un navire parti de la côte des Amériques pour rejoindre la mer Noire, ont envahi celle-ci et la mer d'Azov et en ont dévasté les ressources halieutiques (Travis, 1993). De même, les moules zébrées introduites dans les Grands Lacs à la fin des années 1980 ont coûté des milliards de dollars à l'économie en salissant et en bouchant les conduites d'eau (US Congress, 1993).

On estime qu'environ 50 000 espèces exotiques se sont établies aux États-Unis, et celles qui sont devenues nuisibles coûteraient près de 137 milliards $ par an (Pimentel *et al.*, 2000). Les insectes et les acariens sont à blâmer pour une part disproportionnée de pertes de culture aux États-Unis (Sailer, 1983), et ils ont eu de graves répercussions sur les forêts nord-américaines (Niemelä et Mattson, 1996; Krcmar-Nozic *et al.*, 2000). Pourtant, la faune des arthropodes d'Amérique du Nord est très loin du « point de saturation » (Lattin et Oman, 1983).

Santé humaine

Les premiers envahisseurs du Nouveau Monde ont apporté avec eux la variole et la rougeole qui ont décimé les Indiens d'Amérique (Horsfall, 1983). Plus récemment, les Yanomamis d'Amérique du Sud ont aussi été frappés par des maladies étrangères (Tierney, 2000).

Le virus du Nil occidental à l'origine de cas d'encéphalite à New York en 1999 est probablement arrivé au Nouveau Monde porté par un oiseau infecté, un moustique ou un voyageur humain (Enserink, 1999). La malaria contractée en vol ou au sol, dans les aéroports européens, atteste du transport vectoriel des pathogènes dans le trafic aérien international (Curtis et White, 1984; Isaacson, 1989; Russell, 1991).

Conclusion

Ce ne sont que quelques-uns des nombreux exemples de l'impact planétaire des envahisseurs exotiques sur la biodiversité, la fonction écosystémique, l'économie, les ressources et la santé humaine. Ils indiquent qu'il faut redoubler d'attention à l'égard des espèces allogènes.

Jusqu'ici, les envahisseurs exotiques n'ont pas beaucoup préoccupé le Canada. Pourtant, rien ne nous permet de croire que le pays en soit à l'abri. En fait, il y a maintenant suffisamment d'exemples qui prouvent le contraire.

Références

Barel, C.D.N.; Dorit, R.; Greenwood, P.H.; Fryer, G.; Hughes, N.; Jackson, P.B.N.; Kawanabe, H.; Lowe-McConnell, R.H.; Nagoshi, M.; Ribbink, A.J.; Trewavas, E.; Witte, F.; Yamaoka, K. 1985. Destruction of fisheries in Africa's lakes. Nature 315:19–20.

Callaway, R.M.; Aschehoug, E.T. 2000. Invasive plants versus their new and old neighbors: a mechanism for exotic invasion. Science 290:521–523.

Coblentz, B.E. 1978. The effects of feral goats (*Capra hircus*) on island ecosystems. Biol. Conserv. 13:279–286.

Coblentz, B.E. 1990. Exotic organisms: a dilemma for conservation biology. Conserv. Biol. 4:261–265.

Curtis, C.F.; White, G.B. 1984. *Plasmodium falciparum* transmission in England: entomological and epidemiological

data relative to cases in 1983. J. Trop. Med. Hyg. 87:101–114.

D'Antonio, C.M.; Vitousek, P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle and global change. Annu. Rev. Ecol. Syst. 23:63–67.

Downey, P.O.; Smith, J.M.B. 2000. Demography of the invasive shrub Scotch broom (*Cytisus scoparius*) at Barrington Tops, New South Wales: insights for management. Austral Ecol. 25:477–485.

Dukes, J.S.; Mooney, H.A. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? Trends Ecol. Evol. 14:135–139.

Enserink, M. 1999. Biological invaders sweep in. Science 285:1834–1836.

Gagné, W.C.; Christensen, C.C. 1985. Conservation status of native terrestrial invertebrates in Hawaii. Pages 105–106 *in* C.P. Stone and J.M. Scott, eds. Hawaii's Cooperative National Park Resources Studies Unit, University of Hawaii, Manoa, HI.

Gili, J.M. 2000. Frontline view of an invasion. Science 287:1762.

Greene, R.S.B.; Chartes, C.J.; Hodgkinson, K.C. 1990. The effects of fire on the soil in a degraded semi-arid woodland. 1. Cryptogam cover and physical and micromorphological properties. Aust. J. Soil Res. 28:755–777.

Groombridge, B., ed. 1992. Global biodiversity: Status of the Earth's living resources. Chapman and Hall, London.

Groves, R.H.; Willis, A.J. 1999. Environmental weeds and loss of native plant biodiversity: some Australian examples. Aust. J. Environ. Manag. 6:164–171.

Henderson, R.W. 1992. Consequences of predator introductions and habitat destruction on amphibians and reptiles in the post-Columbus West Indies. Caribb. J. Sci. 28:1–10.

Horsfall, J.G. 1983. Impact of introduced pests on man. Pages 1–13 *in* C.L. Wilson and C.L. Graham, eds. Exotic plant pests and North American agriculture. Academic Press, New York, NY.

Hughes, N.F. 1986. Changes in the feeding biology of the Nile perch (*Lates nilotica* L.) (Pisces: Centropomidae) in Lake Victoria, East Africa, since its introduction in 1960, and its impact on the native fish community of the Nyanza Gulf. J. Fish Biol. 29:541–548.

Isaacson, M. 1989. Airport malaria: a review. Bull. de l'OMS 67:737–743.

King, W.B. 1985. Island birds: will the future repeat the past? Pages 3–15 *in* P.J. Moors, ed. Conservation of island birds. Int. Counc. Bird Preserv. Tech. Publ. 3.

Krcmar-Nozic, E., van Kooten, G.C.; Wilson, B. 2000. Threat to biodiversity: the invasion of exotic species. Pages 68–87 *in* G.C. van Kooten, E.H. Bulte, and A.E.R. Sinclair, eds. Conserving nature's diversity: Insights from biology, ethics and economics. Ashgate Publishing Ltd., Aldershot, England.

Kurdila, J. 1995. The introduction of exotic species into the United States: There goes the neighborhood. Environ. Aff. 16:95–118.

Lattin, J.D.; Oman, P. 1983. Where are the exotic insect threats? Pages 93–137 *in* C.L. Wilson and C.L. Graham, eds. Exotic plant pests and North American agriculture. Academic Press, New York, NY.

Macdonald, I.A.W.; Loope, L.L.; Usher, M.B.; Hamann, O. 1989. Wildlife conservation and the invasion of nature reserves by introduced species: a global perspective. Pages 215–255 *in* J.A. Drake, H.A Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek, and M. Williamson, eds. Biological invasions: a global perspective. Scope 37. John Wiley and Sons, New York, NY.

McCoid, M.J. 1991. Brown tree snake (*Boiga irregularis*) on Guam: a worst case scenario of an introduced predator. Micronesica Suppl. 3:63–69.

Meier, R.E. 1983. Coexisting patterns and foraging behaviour of ants within the arid zone of three Galapagos islands. Charles Darwin Res. Stn. Annu. Rep.1983:25–27.

Mooney, H.A.; Drake, J.A. 1989. Biological invasions: A SCOPE program overview. Pages 491–507 *in* J.A. Drake, H.A Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek, and M. Williamson, eds. Biological invasions: a global perspective. John Wiley and Sons, New York, NY.

Morrell, V. 1993. Australian pest control by virus causes concern. Science 261:683–684.

Niemelä, P.; Mattson, W.J. 1996. Invasion of North American forests by European phytophagous insects. BioScience 46:741–753.

Parker, I.M.; Simberloff, D.; Lonsdale, W.M.; Goodell, K.; Wonham, M.; Kareiva, P.M.; Williamson, M.H.; Von Holle, B.; Moyle, P.B.; Byers, J.E.; Goldwasser, L. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. Biol. Invasions 1:3–19.

Pimentel, D.; Lach, L.; Zuniga, R.; Morrison, D. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. BioScience 50:53–65.

Porter, S.D.; Savignang, D.A. 1990. Invasion of polygyne fire ants decimates native ants and disrupts arthropod community. Ecology 71:2095–2106.

Rahel, F.J. 2000. Homogenization of fish faunas across the United States. Science 288:854–856.

Ricciardi, A.; Neves, R.J.; Rasmussen, J.B. 1998. Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionida) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. J. Anim. Ecol. 67:613–619.

Ricciardi, A.; Steiner, W.W.M.; Mack, R.N.; Simberloff, D. 2000. Toward a global information system for invasive species. BioScience 50:239–244.

Ruesink, J.L.; Parker, I.M.; Groom, M.J.; Kareiva, P.M. 1995. Reducing the risks of nonindigenous species introductions. BioScience 45:465–471.

Russell, R.C. 1991. Introduced vector-borne diseases in the Pacific. Micronesica Suppl. 3:33–39.

Sailer, R.I. 1983. History of insect introductions. Pages 15–38 *in* C.L. Wilson and C.L. Graham, eds. Exotic plant pests and North American agriculture. Academic Press, New York, NY.

Savidge, J.A. 1987. Extinction of an island forest avifauna by an introduced snake. Ecol. 68:660–668.

Simberloff, D. 1996. Impacts of introduced species in the United States. Consequences 2(2):13–22.

Soulé, M.E. 1990. The onslaught of alien species, and other challenges in the coming decades. Conserv. Biol. 4:233–239.

Stohlgren, T.J.; Buikley, D.; Chong, G.W.; Kalkhan, M.A.; Schell, L.D.; Bull, K.A.; Otsuki, Y.; Newman, G.; Bashkin, M.; Son, Y. 1999. Exotic plant species invade hot spots of native plant diversity. Ecol. Monogr. 69:25–46.

Tierney, P. 2000. Darkness in El Dorado: How scientists and journalists devastated the Amazon. W.W. Norton, New York, NY. 417 p.

Travis, J. 1993. Invader threatens Black, Azov Seas. Science 262:1366–1367.

US Congress, Office of Technology Assessment. 1993. Harmful non-indigenous species in the United States. OTA-F-565 US Government Printing Office, Washington, DC.

Vitousek, P.M. 1988. Diversity and biological invasions of oceanic islands. Pages 181–189 *in* E.O. Wilson, ed. Biodiversity. National Academy Press, Washington, DC.

Vitousek, P.M.; D'Antonio, C.M.; Loope, L.L.; Rejmánek, M.; Westbrooks, R. 1997. Introduced species: A significant component of human-caused global change. N. Z. J. Ecol. 21:1–16.

Vitousek, P.M.; D'Antonio, C.M.; Loope, L.L.; Westbrooks, R. 1996. Biological invasions as global environmental change. Am. Sci. 84:468–478.

Walker, B.; Steffen, W. 1997. An overview of the implications of global change for natural and managed terrestrial ecosystems. Conserv. Ecol. 1(2):2 [Imprimé et en ligne] http:// www.consecol.org/vol1/iss2/art2

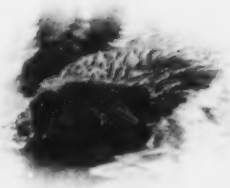
Westman, W.E. 1990. Park management of exotic plant species: problems and issues. Conserv. Biol. 4:251–260.

Whisenant, S.G. 1990. Changing fire frequencies on Idaho's Snake River Plains: ecological and management implications. Pages 4–10 *in* E.D.McArthur, E.M.Romney, S.D. Smith, and P.T. Tueller, eds. Proceedings of Symposium on Cheatgrass Invasion, shrub die off, and other aspects of shrub biology and management. General Technical Report INT-276. USDA For. Serv., Intermountain Res. Stn., Ogden, UT.

Wilcove, D.S.; Rothstein, D.; Dubow, J.; Phillips, A.; Losos, E. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. BioScience 48:607–615.

Williams, J.A.; West, C.J. 2000. Environmental weeds in Australia and New Zealand: issues and approaches to management. Austral Ecol. 25:425–444.

Espèces exotiques envahissantes : perspective internationale sur un problème sans frontières



Laurie E. Neville

Le problème des invasions biologiques, qui suscite de plus en plus d'inquiétude depuis quelques années, est désormais considéré comme une des principales menaces au bien-être écologique et économique du monde. La mondialisation, qui se poursuit, a procuré des avantages considérables à de nombreux pays. Par contre, elle a facilité la propagation d'espèces exotiques envahissantes dont les effets sont de plus en plus négatifs. Pour s'attaquer à ce problème qui déborde les frontières nationales, il faut susciter une coopération à l'échelle internationale en complément des mesures prises par les pouvoirs publics, les agents économiques et les particuliers aux paliers national et local.

Un passager clandestin qui sait se faufiler

Le serpent brun arboricole (*Boiga irregularis* (Merrem)) a probablement été introduit dans l'île de Guam, dans le Pacifique Nord-Ouest, où il n'y avait pas de serpents auparavant, comme passager clandestin dans des navires qui y ont transporté du matériel militaire après la Seconde Guerre mondiale. Faute d'obstacles naturels à son expansion et comme il pouvait trouver des proies faciles à cet endroit, ce serpent est devenu un animal nuisible répandu qui cause d'importants dommages écologiques. Les populations peuvent atteindre une densité de 5000 individus au kilomètre carré dans certaines zones boisées de l'île. Le serpent brun arboricole compte de nombreuses proies différentes, dont des lézards, des oiseaux et de petits mammifères ainsi que des œufs d'oiseaux et de reptiles. Depuis son introduction, 12 espèces d'oiseaux qu'on ne trouve pas ailleurs sont disparues de l'île, et plusieurs autres sont proches de l'extinction. De même, on craint que 9 des 12 espèces de lézards indigènes de Guam disparaissent aussi.

Aucune information n'indique que le serpent brun arboricole s'est établi dans d'autres îles du Pacifique Sud, mais il arrive souvent que des serpents quittent Guam en se faufilant dans des cargos. Si l'on sensibilise la population au problème par des campagnes d'information et qu'on inspecte minutieusement la cargaison des navires en provenance de Guam, on pourra peut-être empêcher la propagation de l'espèce dans d'autres îles. Source : Fritts, 2000.

De 1982 à 1988, le Comité scientifique chargé des problèmes de l'environnement (Conseil international pour la science) a mobilisé un grand nombre de scientifiques pour l'étude du problème des espèces envahissantes. Leurs travaux ont été diffusés dans différentes publications, et l'ouvrage intitulé *Ecology of Biological Invasions: A Global Perspective* (Drake *et al.*), paru en 1989, en a fait la synthèse. Celle-ci a établi clairement que les espèces envahissantes pourraient produire d'importants effets sur le fonctionnement des écosystèmes, qui sont pratiquement tous affectés, y compris ceux qui font l'objet d'une gestion de préservation. De plus, il est devenu évident qu'un nouvel ordre biotique est en voie de s'établir sur la planète en raison de l'effondrement massif des obstacles aux migrations (Mooney, 1999).

Le problème des espèces exotiques envahissantes a suscité l'émergence d'un grand nombre d'accords internationaux et régionaux, de règlements, de décisions et de recommandations. La coordination de la mise en œuvre de ces instruments et la coopération pratique des responsables n'ont pas suffi à résoudre le problème ni à en ralentir l'aggravation. On observe cependant une tendance croissante vers l'établissement d'un plan d'action global dans le but de combler les lacunes et de supprimer les incohérences. Le présent article brosse un tableau d'ensemble des principaux instruments, accords, conventions, organisations et programmes internationaux qui s'y rapportent. Est présenté ensuite un programme mondial basé sur une approche holistique des questions aux multiples facettes qui entourent la prévention et la gestion du problème des espèces envahissantes. En conclusion, je présente une analyse des aspects sociaux dont il faut tenir compte pour prendre des décisions à cet égard.

Collaboration à l'échelle régionale

Beaucoup d'accords régionaux contiennent des dispositions visant à régir l'introduction des espèces exotiques. La portée et la teneur de ces accords, dont la liste est présentée ci-après, varient grandement. Ainsi, certains portent seulement sur les introductions intentionnelles et d'autres seulement sur les lâchers dans des zones protégées.

- Convention africaine sur la conservation de la nature et des ressources naturelles (1968);

- Accord de L'ANASE sur la conservation de la nature et des ressources naturelles (1985);
- Convention sur la conservation de la faune et de la flore sauvages européennes et de leurs habitats naturels (1982) (Convention de Berne);
- Convention pour la conservation de la diversité biologique et la protection des zones de nature sauvage en Amérique centrale (1992);
- Convention sur la conservation de la nature dans le Pacifique Sud (1990);
- Protocole d'application de la Convention alpine dans le domaine de la protection de la nature et de l'entretien des paysages (1994).

Le Comité permanent de la Convention de Berne a pris une part particulièrement active dans l'analyse des cadres juridiques relatifs aux espèces exotiques et l'adoption de recommandations détaillées sur les introductions, les réintroductions et les mesures d'éradication. De plus, il a supervisé la mise en œuvre, le suivi et la mise en application des recommandations découlant de la Convention de Berne.

De strictes dispositions juridiques ont été prises sous le régime du Traité sur l'Antarctique, vu que ce continent est isolé et vulnérable aux invasions. En vertu du Protocole relatif à la protection de l'environnement en Antarctique, signé à Madrid en 1991, il est interdit d'introduire des espèces animales ou végétales qui ne sont pas indigènes dans la zone du Traité, que ce soit sur terre, sur les plates-formes de glace ou dans l'eau, sauf au titre d'un permis.

Certaines organisations régionales d'intégration économique, dont la Communauté européenne, s'occupent des effets potentiels des espèces exotiques sur la biodiversité[1]. La Southern African Development Community a instauré des mesures relatives à ces espèces dans son projet de protocole sur la conservation, la gestion durable et le développement durable des forêts et des terres forestières de la région relevant de sa compétence.

Au palier régional, de nombreux accords et plans d'action élaborés dans le cadre du Programme pour les mers régionales du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) comportent des dispositions visant les espèces exotiques. Ainsi, les quatre protocoles relatifs à des zones protégées conclus à ce jour posent des exigences obligatoires concernant les mers régionales suivantes : Méditerranée, région des Caraïbes, Pacifique Sud-Est et Afrique de l'Est.

Les responsables du Programme régional océanien de l'environnement (PROE) ont établi les priorités pour la région du Pacifique Sud et, par le biais d'une série d'activités et l'élaboration d'une stratégie régionale, ils se penchent sur les effets et la gestion d'une myriade d'espèces, tel le serpent brun arboricole, qui menacent la biodiversité et les économies dans cette région (Fritts, 2000). La stratégie régionale du PROE relative aux espèces envahissantes comporte l'utilisation d'un réseau régional de collecte et d'échange d'information ainsi qu'une collaboration pour l'établissement de listes d'espèces exotiques envahissantes. Cette stratégie jette les bases d'une harmonisation future des cadres juridiques régissant les contrôles frontaliers et la planification des mesures d'atténuation (Shine *et al.*, 2000).

Des interventions semblables sont en préparation ou en cours dans beaucoup de régions du monde. Un réseau et une approche unifiés concernant les espèces exotiques dans ces régions favoriseront le choix des meilleures pratiques de prévention et de gestion disponibles et augmenteront leur taux de réussite.

Mesures internationales

Dans la majorité des cas, les mesures prises à l'échelle internationale sont axées sur une dimension précise du problème des espèces exotiques, notamment un objectif de protection particulier (des espèces migratrices par exemple), un type d'activité déterminé (introduction d'espèces pour l'aquaculture par exemple) ou certains organismes pouvant avoir des effets néfastes (les espèces nuisibles par exemple). Nombre de ces mesures comportent leurs mécanismes institutionnels et leurs processus

Le programme de Machu Picchu

En 1996, le gouvernement finlandais a conclu avec le Pérou un accord annulant la majeure partie de la dette contractée par ce pays envers la Finlande et stipulant que le reste de la dette serait remis contre des actions en faveur de la protection de la nature, initiative connue sous le nom d'« échange dette-nature ». C'est ainsi que 25 % du total de la dette a été affecté au programme de Machu Picchu, et le service des forêts de la Finlande a fourni une assistance technique aux responsables du programme (Metsähallitus Consulting, 1999). Un relevé des espèces végétales exotiques a été effectué dans la région protégée en préparation d'un plan directeur. On a établi les priorités en matière de gestion et élaboré un protocole de surveillance afin de prévenir la perte de biodiversité sous l'effet de la propagation d'espèces exotiques envahissantes dans la région (Ochoa et Andrade, 2000). Cette initiative conjointe Finlande-Pérou est un exemple des tentatives de collaboration visant à aider les pays en développement à faire face aux impacts des espèces exotiques envahissantes sur les ressources biologiques.

1. Directive 79/409/CCE sur la conservation des oiseaux sauvages; directive 92/43/CCE concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages.

décisionnels propres. Les rapports institutionnels entre les organisations en cause ont considérablement augmenté au cours des cinq dernières années. Les secrétariats des divers traités de conservation utilisent couramment des moyens de favoriser et de mettre en œuvre la coopération, comme des protocoles d'entente ou des accords, qui peuvent constituer un fondement souple pour l'exécution de travaux conjoints. Plus de 40 instruments ou programmes internationaux sont en vigueur et plusieurs autres seront élaborés et ratifiés prochainement.

Diversité biologique

La Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement a eu lieu à Rio de Janeiro en 1992. Cette conférence historique, aussi connue sous le nom de Sommet de la Terre, a mené à la signature d'un ensemble d'accords tout aussi historiques, dont le premier accord mondial sur la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique. La Convention sur la diversité biologique (CDB) a été rapidement et largement acceptée. Plus de 150 gouvernements l'ont signée à la Conférence même et, depuis, plus de 168 pays l'ont ratifiée.

La CDB vise trois grands objectifs : la conservation de la diversité biologique (ou biodiversité), l'utilisation durable de ses éléments et le partage juste et équitable des avantages découlant de l'exploitation, notamment à des fins commerciales, des ressources génétiques. Cette convention porte sur l'ensemble des écosystèmes, des espèces et des ressources génétiques. Elle établit le lien entre les mesures traditionnelles de conservation et l'objectif économique d'utilisation durable des ressources biologiques. En tant que traité international, la CDB cerne un problème commun, établit pour l'ensemble des politiques et des objectifs ainsi que des obligations générales, et structure la coopération technique et financière. Néanmoins, c'est en grande partie aux pays eux-mêmes qu'il incombe d'atteindre les buts fixés.

Les Parties contractantes de la CDB (qui étaient au nombre de 183 en 2002) sont tenues d'empêcher d'introduire, de contrôler ou d'éradiquer les espèces exotiques qui menacent des écosystèmes, des habitats ou des espèces (article 8 h)). En 1998, les participants à la Conférence des Parties (CdP) ont déclaré que le problème des espèces exotiques doit être pris en compte dans chacun de leurs programmes de travail thématiques et demandé que l'Organe subsidiaire chargé de fournir des avis scientifiques, techniques et technologiques (SBSTTA) élabore des principes directeurs pour la mise en œuvre des dispositions de cet article[2]. Les principes directeurs relatifs à la prévention de l'entrée à l'introduction d'espèces exotiques et à l'atténuation de leurs effets ont été annexés au texte de la décision V/8 adoptée par la CdP en 2000. Ce texte prie instamment les Parties, les gouvernements et les organisations visés d'appliquer s'il y a lieu, ces principes directeurs (considérés auparavant comme provisoires) dans leurs activités de mise en œuvre des dispositions de l'article 8 h) de la CDB et ce, dans les divers secteurs. Les principes directeurs favorisent une approche hiérarchique dans la lutte contre les espèces exotiques (SCBD, 2001) :

- la priorité doit être accordée à la prévention de l'entrée des espèces exotiques envahissantes, aussi bien entre les pays qu'au sein des pays;
- lorsque l'introduction a déjà eu lieu, des mesures doivent être prises pour prévenir l'établissement et la propagation des espèces exotiques;
- l'intervention souhaitée serait l'éradication la plus hâtive possible;
- si l'éradication se révèle non pratique ou non économique, des mesures de confinement et de lutte à long terme doivent être envisagées.

Le Centre d'échange CDB, organe de communication entre les demandeurs et les fournisseurs de savoir scientifique et technologique, joue un rôle critique entre les Parties en facilitant la mise sur pied d'une base de données en réseau sur les espèces exotiques envahissantes. Il collaborera avec l'Initiative taxonomique mondiale (établie par la CdP) et d'autres réseaux de données taxonomiques pour résoudre le problème du manque de données et de savoir-faire en matière de taxonomie. La collaboration est une condition essentielle à la réussite de cette initiative.

Les discussions sur les espèces exotiques, et en particulier sur les principes directeurs, tenues par le SBSTTA et la CdP illustrent la complexité des questions scientifiques et juridiques en cause, le besoin d'information supplémentaire et de coordination dans les activités des divers intervenants, et montre qu'il existe une vaste gamme de points de vue parmi les pays et les régions. La décision V/8 mandate la CdP 6 (en 2002) d'examiner plus à fond les options possibles en vue de la mise en œuvre totale et efficace de l'article 8 h) de la CDB, y compris la poursuite de l'élaboration des principes directeurs provisoires et/ou l'établissement d'un instrument international. De plus, elle prévoit le resserrement de la collaboration entre le Secrétariat de la CDB et les institutions internationales clés (SCBD, 2001)[3].

2. Décision IV/1/C.

3. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), Convention internationale pour la protection des végétaux, Organisation mondiale de la santé, Organisation maritime internationale, Office international des épizooties, Commission du Codex Alimentarius, UNESCO, secrétariats de la Convention sur le commerce international sur les espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES), Convention de Ramsar en collaboration avec la Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (Convention de Bonn), autres instruments.

La CdP de la CDB s'est spécialement penchée sur les introductions d'espèces exotiques dans les écosystèmes marins et côtiers par le biais du Mandat de Jakarta relatif à la diversité biologique marine et côtière et du programme de travail qui en découle[4]. Le confinement total étant très difficile, le Mandat de Jakarta recommande de gérer de façon responsable, en prenant les précautions nécessaires, l'introduction d'espèces exotiques, de produits de multiplication sélective et d'organismes génétiquement modifiés résultant de la biotechnologie moderne qui peuvent avoir des répercussions négatives sur la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique marine et côtière. L'un des objectifs opérationnels du programme de travail consiste à relever les lacunes des instruments juridiques, des lignes directrices et des méthodes existants ou proposés dans le but de contrer l'introduction et les effets nocifs des espèces et des génotypes exotiques qui menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces marins, en portant une attention particulière aux effets transfrontières (Shine *et al.*, 2000).

Milieux humides et eaux intérieures

À l'échelle planétaire, les eaux intérieures sont assujetties à la Convention des Nations Unies sur le droit relatif aux utilisations des cours d'eau internationaux à des fins autres que la navigation (New York, 1997; non en vigueur). L'article 22 de cette convention prescrit aux États des cours d'eau visés de « prendre toutes les mesures nécessaires pour prévenir l'introduction dans un cours d'eau international d'espèces étrangères ou nouvelles qui risquent d'avoir des effets préjudiciables pour l'écosystème du cours d'eau et de causer finalement un dommage significatif à d'autres États du cours d'eau » (Shine *et al.*, 2000).

Les milieux humides sont particulièrement vulnérables aux invasions biologiques, car la présence d'eau attire les envahisseurs, qui peuvent rapidement livrer concurrence aux espèces locales. La Convention relative aux zones humides (Convention de Ramsar), signée à Ramsar, en Iran, en 1971, ne mentionne pas les espèces exotiques envahissantes, mais la CdP à cette convention a adopté une résolution, en 1999[5], qui demande instamment aux Parties de s'occuper des effets environnementaux, économiques et sociaux des espèces envahissantes sur les milieux humides, de dresser des inventaires de ces espèces et d'en faire des évaluations, d'instaurer des programmes de lutte ou d'éradication, d'adopter des lois pour empêcher l'introduction sur leur territoire d'espèces exotiques nouvelles et dangereuses pour l'environnement et de réglementer leurs mouvements ou leur commerce sur leur territoire (Shine *et al.*, 2000; Davidson, Secrétariat de la Convention de Ramsar, comm. pers., 2000).

Eaux de lest

Depuis le milieu des années 1970, l'Organisation maritime internationale (OMI) cherche des façons d'empêcher la propagation d'organismes marins exotiques dans l'eau de lest et les sédiments. En 1997, l'assemblée de l'OMI a adopté les directives relatives au contrôle et à la gestion des eaux de lest des navires, qui visent à réduire au minimum le transfert d'organismes aquatiques nuisibles et d'agents pathogènes (annexe à la résolution A.868(29), vingtième assemblée)[6]. Ces directives ont pour but d'aider les gouvernements et les autorités appropriées, les capitaines, les exploitants et les propriétaires de navires, les autorités portuaires et les autres parties intéressées à établir des méthodes communes pour réduire le plus possible le risque d'introduction d'organismes aquatiques nuisibles et de pathogènes par l'eau de lest des navires et les sédiments qui lui sont associés, tout en préservant la sécurité des navires (Shine *et al.*, 2000).

En outre, l'OMI a collaboré avec le Programme des Nations Unies pour le développement (PNUD) et le Fonds pour l'environnement mondial (FEM) à la mise en œuvre d'un programme mondial de gestion de l'eau de lest (programme GloBallast). Il s'agit d'un programme mondial de coopération technique conçu pour aider les pays en développement à mettre en œuvre les directives de 1997 de l'OMI et préparer les pays à l'application d'un futur instrument juridique de l'OMI relatif à l'eau de lest. Ce programme, qui fait appel au concept de site de démonstration, a été établi dans six pays (site Web de l'OMI : http://globallast.imo.org).

Commerce : protection de la santé et environnement

Le commerce international de biens, de services et de propriétés intellectuelles entre les 138 membres courants de l'Organisation mondiale du commerce (OMC) est régi par les accords issus des négociations du Cycle d'Uruguay. Le régime en place comporte des règles contraignantes, assorties d'un mécanisme obligatoire de règlement des différends, conçues pour veiller à ce que chacun des États membres assure le libre accès au marché des produits et services des autres États membres. Ces règles reposent sur les grands principes

4 On trouvera le texte du Mandat de Jakarta relatif à la diversité biologique marine et côtière (décision II/10, 1995) et de l'information sur l'énoncé du programme de travail thématique annexé à la décision IV/5 (1998) à l'adresse Web suivante : http://www.biodiv.org/programmes/areas/marine/background.asp.

5 Résolution VII/14.

6 Ces directives sont une mise à jour des directives de 1993 visant à prévenir l'introduction d'organismes aquatiques indésirables et d'organismes pathogènes provenant de l'eau de lest des navires et de déversements de sédiments (résolution de l'assemblée, 1993 : résolution A.774(18)).

Un insecte redoutable

Le moustique asiatique *Aedes albopictus* (Skuse) a été introduit accidentellement aux États-Unis à partir du Japon au milieu des années 1980. Il a été transporté dans de l'eau qui s'était accumulée dans de vieux pneus, un lieu de reproduction prisé des moustiques. Cet insecte au corps noir strié de bandes blanches est un piqueur agressif. Comme il se nourrit de nombreuses autres espèces, il peut propager des maladies des animaux aux êtres humains. Même s'il peut y avoir un organisme pathogène dans une population donnée, on observe les poussées infectieuses seulement en présence d'un vecteur approprié, comme ce moustique. Contrairement aux autres moustiques, qui se nourrissent le matin et en fin de soirée, *Aedes albopictus* est actif toute la journée. C'est un vecteur connu de la dengue, une fièvre d'Asie du Sud-Est. On a signalé sa présence dans 25 États chez nos voisins du Sud. Source : Moor, comm. pers.; Lyon et Berry, 1998.

de la non-discrimination, de la transparence et de la prévisibilité.

L'Accord sur l'application des mesures sanitaires et phytosanitaires de l'OMC conclu en 1994 (l'Accord MSP) permet aux membres d'adopter des mesures ou des normes nationales pour : 1) protéger la santé et la vie des personnes, des animaux et des végétaux des risques découlant de l'entrée, de l'établissement ou de la dissémination de parasites, maladies, organismes pathogènes ou porteurs de maladies, et 2) empêcher ou limiter, sur le territoire du Membre, d'autres dommages découlant de l'entrée, de l'établissement ou de la dissémination de parasites[7]. L'accord MSP vise surtout à faire en sorte que les restrictions à l'importation ne soient pas une forme déguisée de protectionnisme commercial, et non à veiller à ce que les États établissent des normes adéquates. Toutefois, les restrictions à l'importation doivent être fondées sur des preuves scientifiques et imposées seulement dans la mesure nécessaire à la protection de la vie ou de la santé des personnes, des animaux ou des végétaux. Le fardeau de la preuve incombe au pays récepteur. L'Accord MSP a pour but de protéger les pays signataires contre différentes espèces nuisibles tout en mettant de l'avant les principes du commerce libre et équitable, et il comprend des dispositions visant à assurer la sécurité des échanges commerciaux par la promotion ou la prescription des mesures ou des conditions suivantes :

- des normes internationales formant la base des mesures sanitaires et phytosanitaires;
- un processus scientifique d'évaluation des risques;
- la cohérence dans l'application du niveau de protection;
- l'adoption des options les moins restrictives pour le commerce;
- l'acceptation de mesures équivalentes;
- la transparence par la notification des mesures commerciales.

L'Accord MSP reconnaît actuellement trois organismes internationaux comme entités de normalisation dans les domaines de l'innocuité des produits alimentaires et de la santé humaine, animale et végétale. Ce sont la Commission du Codex Alimentarius (qui établit des normes dans ces deux domaines), l'Office international des épizooties (OIE, qui établit des normes sur les parasites et les maladies des animaux, mais pas sur les animaux comme tels en tant que parasites) et la Convention internationale pour la protection des végétaux (CIPV, qui établit des normes relatives aux mesures phytosanitaires).

La Commission du Codex Alimentarius a été créée en 1963 par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) et l'Organisation mondiale de la santé (OMS). Elle est chargée d'élaborer des normes sur les aliments et de les publier dans le *Codex Alimentarius*. Le processus d'élaboration des normes est ouvert et transparent, et il comporte une suite d'étapes bien déterminée. Le Codex renferme des normes générales applicables à tous les aliments, qui ont trait à des aspects comme les systèmes d'inspection et de certification des aliments importés ou exportés. Pour qu'un pays puisse adopter les normes du Codex, il doit appliquer une législation adéquate sur les aliments et posséder à cette fin une infrastructure technique et administrative adéquate.

L'OIE a vu le jour en 1924. Ses normes sont énoncées dans le Code zoosanitaire international pour les mammifères, les oiseaux et les abeilles (comprenant une analyse des risques posés par l'importation ainsi que des procédures d'importation et d'exportation) et dans le Code sanitaire international pour les animaux aquatiques (cherchant à faciliter le commerce des produits d'animaux aquatiques). Ce dernier code énonce les garanties sanitaires minimales exigées des partenaires commerciaux pour la prévention de la propagation de maladies par les animaux aquatiques. Il contient des modèles de certificats internationaux à utiliser pour le commerce d'animaux aquatiques vivants ou morts.

La CIPV (adoptée à Rome en 1951 et révisée en 1997, la version révisée n'étant pas encore en vigueur) établit un cadre pour la coopération internationale en vue d'empêcher la dissémination et l'introduction d'organismes nuisibles aux végétaux et aux produits végétaux et de promouvoir des mesures en matière de lutte (article 1.1). Ses objectifs sont l'élaboration et

7. On peut consulter le texte de l'Accord MSP sur le site Web de l'OMC : http://www.wto.org/french/tratop_f/sps_f/spsagr_f.htm.

l'application de normes internationales sur le commerce international visant à prévenir l'introduction et la dissémination de végétaux nuisibles, compte tenu des principes approuvés mondialement qui régissent la protection de la santé humaine, végétale et animale et de l'environnement (Durand et Chiaradia-Bousquet, 1997).

Le Programme mondial sur les espèces envahissantes

Devant les répercussions sans cesse croissantes des espèces exotiques envahissantes sur les économies et l'environnement à l'échelle planétaire, il faut redoubler d'effort pour renforcer le cadre en place afin d'assurer une prévention et une lutte efficaces. En 1992, seule une poignée de pays étaient suffisamment sensibilisés au problème des espèces exotiques envahissantes pour pouvoir s'acquitter adéquatement de leurs responsabilités au titre de l'article 8 h) de la CDB, à savoir « empêcher d'introduire, contrôler ou éradiquer les espèces exotiques qui menacent des écosystèmes, des habitats ou des espèces ».

C'est en 1996, à l'occasion de la Conférence des Nations Unies sur les espèces exotiques tenue à Trondheim, en Norvège, que la nécessité d'un programme mondial sur ces espèces s'est fait jour. Cette conférence a réuni des spécialistes de plus de 80 pays qui ont examiné la nature et l'étendue du problème des espèces exotiques et la capacité d'y faire face. Les participants ont conclu que les espèces exotiques envahissantes menacent grandement la biodiversité et qu'en réalité, elles constituent probablement le plus grand danger après la destruction des habitats et peut-être la première menace dans le cas des écosystèmes à grande biodiversité, comme les îles océaniques (Sandlund *et al.*, 1996).

Cette conférence a également fait ressortir que la plupart des pays n'étaient pas suffisamment sensibilisés au problème, informés de la situation ni en mesure de s'y attaquer. Et dans les cas où il existait de l'information, voire des solutions, de nombreux gouvernements, et les organismes environnementaux en particulier, y avaient un accès limité.

Le Programme mondial sur les espèces envahissantes (PMEE) a été instauré en réaction aux recommandations découlant de la Conférence de Trondheim. Il est axé sur les espèces exotiques qui perturbent les processus des écosystèmes et, partant, menacent la biodiversité, la santé et la prospérité économique. Le PMEE est un programme de coopération qui mobilise une foule de personnes : spécialistes des espèces exotiques envahissantes, scientifiques, juristes, environnementalistes, décideurs, économistes, gestionnaires de ressources naturelles, etc. Il a pour objectif premier d'informer les gouvernements et d'autres intervenants et de leur permettre d'avoir accès aux meilleures pratiques de gestion et de prévention possible afin de s'attaquer au problème des espèces exotiques envahissantes. Ce programme fournit un soutien pour la mise en application de l'article 8 h) de la CDB et fait la promotion de la collaboration et de partenariats à l'intérieur d'un cadre global. Cette approche holistique tient compte, à l'échelle planétaire, des impacts et des ressources dans le domaine de l'agriculture, de l'environnement, du commerce, de la santé et d'autres secteurs clés.

Le cadre du PMEE est ouvert à toute personne ou institution qui souhaite coopérer en vue d'élaborer des méthodes pratiques pour résoudre le problème des espèces exotiques envahissantes. Les partenaires du PMEE ont l'occasion de fournir une orientation aux interventions et d'y participer pleinement, c'est-à-dire d'influer sur les politiques et de contribuer à les traduire en actions concrètes. Des organismes internationaux jouissant d'une longue expérience de la question des espèces exotiques envahissantes et dont les missions respectives se complètent ont fourni le premier soutien au programme : le Comité scientifique sur les problèmes de l'environnement (SCOPE), l'Union mondiale pour la nature (UICN) et le Centre pour l'agriculture et les sciences biologiques internationales (CABI).

Brillante mais mortelle

Une souche agressive de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* (M. Vahl) C. Agardh a détruit l'habitat du fond marin sur plus de 4000 hectares le long de la côte méditerranéenne en France, en Espagne, à Monaco et en Italie. Durant les années 1980, lorsqu'on a constaté la présence de petites populations de cette algue d'un vert brillant, on ne les a pas détruites immédiatement, de sorte que l'espèce s'est propagée. *Caulerpa taxifolia* s'est également établie à la hauteur de Sydney, en Australie. En 2000, des plongeurs qui assuraient la surveillance de bancs de zostères marines (*Zostera marina* L.) plantées pour la restauration de l'habitat, au nord de San Diego, en Californie, ont découvert cette algue dans le secteur. Le National Marine Fisheries Service des États-Unis a constaté que cette plante détruit les bancs de laminaires et présente un danger extrême pour la flore et la faune de la région. C'était la première mention de *Caulerpa taxifolia* le long de la côte Ouest des Amériques, où l'espèce est génétiquement identique à la souche méditerranéenne. On en a repéré dans le lagon Agua Hedionda, dans le comté de San Diego, où la plus importante des 10 populations dénombrées s'étend sur 200 m^2, ainsi que dans le port de Huntington. Les scientifiques ont agi rapidement pour détruire cette algue. Sources : Southern California Wetlands Recovery Project, 2000; Guiry et Dhonncha, 2002.

Le PNUE, le FEM et plusieurs autres entités apportent également leur appui.

Les activités menées dans le cadre du PMEE ont fait ressortir le besoin urgent d'accorder davantage d'attention aux espèces exotiques envahissantes dans les pays en développement. Dans ces pays, ces espèces ne constituent pas seulement un problème touchant la conservation ou l'agriculture, mais un enjeu extrêmement important lié au développement durable qui se répercute sur le problème de la pauvreté, les moyens de subsistance en milieu rural, la santé et l'égalité des sexes. Les espèces exotiques envahissantes exercent une influence sur certains processus et services écologiques essentiels et limitants tels que la restauration des sols, le reboisement et la conservation de l'eau. Les espèces exotiques envahissantes font obstacle à l'atteinte de nombreux objectifs de développement dans des parties du monde où l'on est le moins en mesure d'évaluer, de prévenir et d'atténuer le problème qui, tout comme les changements climatiques, la pollution et d'autres phénomènes d'envergure mondiale, représente une menace planétaire pour le développement durable et que tous doivent prendre en compte.

Le PMEE a commencé par un plan de travail de trois ans portant sur 11 composantes et visant un ensemble précis de résultats. Un coordonnateur a été nommé pour chaque composante. Certaines des activités avaient pour but de déterminer le contexte ainsi que le fondement scientifique et social du problème des espèces exotiques envahissantes. Pour ce faire, il a fallu déterminer l'état de la situation, étudier l'écologie des espèces envahissantes et cerner les dimensions humaines du problème ainsi que le rapport entre les espèces exotiques envahissantes et les changements planétaires. Un autre ensemble d'activités reposait sur des considérations plus pratiques : détermination des voies d'invasion; systèmes d'information et d'alerte rapide; méthodes de prévention, de dépistage précoce et de gestion; évaluation des risques; cadres juridiques et institutionnels; économie des espèces exotiques envahissantes et programmes de formation. Certains produits ou publications visaient des groupes d'intérêt précis : stratégie mondiale contre les espèces envahissantes; base de données pour l'identification et l'alerte rapide; trousse sur les pratiques de prévention et de gestion optimales; ouvrages scientifiques portant sur des questions particulières et un livre exposant le problème au grand public.

Sur la base de ces principes et du savoir-faire présenté durant la conférence de synthèse de la phase I tenue au Cap, en Afrique du Sud, en septembre 2000, un important groupe de représentants provenant de plus de 40 pays et comprenant des gouvernements ainsi que des organismes intergouvernementaux et des ONG, a établi les priorités qui ont débouché sur l'élaboration d'une stratégie mondiale et des 10 interventions stratégiques, énumérées ci-dessous, destinées à orienter les décideurs et les gestionnaires.

1. Créer une capacité nationale pour gérer les problèmes posés par les espèces exotiques envahissantes.
2. Établir la capacité de mener des recherches scientifiques, sociales et économiques critiques.
3. Promouvoir l'échange d'information sur les espèces exotiques envahissantes et leur gestion.
4. Élaborer des politiques économiques ainsi que des outils économiques pratiques et efficaces.
5. Renforcer les cadres juridiques et institutionnels nationaux, régionaux et internationaux.
6. Mettre sur pied un système d'analyse des risques pour l'environnement.
7. Sensibiliser les populations et mobiliser leur engagement.
8. Élaborer des stratégies et des plans nationaux.
9. Tenir compte des espèces envahissantes dans les initiatives concernant les changements climatiques planétaires.
10. Promouvoir la coopération internationale en vue d'atténuer le problème des espèces exotiques envahissantes.

Ce groupe de représentants a également défini une approche sur les pratiques de prévention optimales et établi l'ordre de priorité initial pour la phase II du PMEE.

Phase II du PMEE

L'exécution de la phase I du PMEE (1997–2000) a contribué à constituer une masse de connaissances sur les espèces exotiques envahissantes. La phase II, amorcée en 2001, favorise la formation de nouveaux partenariats avec divers intervenants et l'exécution d'activités à l'échelle régionale pour encourager la création d'un savoir-faire à l'échelle régionale et nationale. Elle insiste en outre sur le renforcement des capacités et la coopération internationale en matière de sensibilisation et de partage des ressources de prévention et de gestion. L'objectif visé est d'aider les gestionnaires et les décideurs à s'attaquer aux nombreux aspects du problème des espèces exotiques. Les plans de travail de la phase II permettront aux gouvernements et aux organismes de développement de concevoir et d'exécuter des projets de niveau national et régional pour atténuer les répercussions des espèces envahissantes. Cette phase soutient les initiatives et les programmes existants et favorise l'accroissement des capacités et la formation de réseaux à l'échelle internationale. D'importantes composantes d'initiatives régionales et nationales encouragent 1) la prise en considération des espèces envahissantes dans

l'élaboration des stratégies et plans d'action nationaux, 2) l'analyse de ces espèces par un appui en recherche et taxonomie et 3) l'élaboration de projets pilotes de prévention et de gestion étudiant sous divers aspects les voies d'introduction et de dissémination, la restauration des habitats et les activités d'éducation et de sensibilisation.

Les objectifs des groupes de travail créés pour exécuter le plan de travail de la phase II du PMEE sont énoncés ci-après.

Facilitation et coopération à l'échelle nationale et régionale. Améliorer les capacités (scientifiques, techniques et technologiques) à l'échelle nationale et régionale afin de prévenir les problèmes liés aux espèces exotiques envahissantes et de les gérer, dans le monde entier.

Éducation, communication et sensibilisation. Mener et soutenir des initiatives de communication, d'éducation et de sensibilisation afin de motiver les groupes d'intervenants clés, dont les gestionnaires de ressources naturelles, les décideurs et les populations, à réduire le plus possible la dissémination et les effets des espèces exotiques envahissantes, et leur fournir les moyens pour ce faire.

Gestion mondiale de l'information. Rendre accessible de l'information sur les aspects scientifiques, techniques et autres de la question des espèces exotiques envahissantes et faciliter l'accès à un savoir-faire utile sur des sujets comme l'identification et l'éradication de ces espèces ainsi que les mesures de lutte et de confinement.

Gestion des voies d'introduction ou de redistribution. Prévenir et réduire le plus possible les incidences des espèces exotiques envahissantes en s'attaquant stratégiquement aux voies d'introduction ou de redistribution liées à certains secteurs clés.

Évaluation. Soutenir la création et l'application d'une capacité de recherche sur les espèces exotiques envahissantes.

Instruments juridiques et stratégiques. Informer sur l'élaboration et le renforcement d'instruments juridiques et stratégiques à tous les niveaux.

On pourra trouver des renseignements supplémentaires sur les groupes de travail de la phase II et leurs objectifs particuliers sur le site Web du PMEE : http://jasper.Stanford.EDU/gisp/.

Dimensions et considérations sociales

Les différences culturelles, les priorités et les croyances doivent être prises en compte et constituer un élément clé du processus décisionnel en ce qui a trait aux espèces exotiques envahissantes. En effet, la dépendance de l'économie, de la santé et du bien-être d'une société donnée envers des espèces particulières est un important facteur dont il faut tenir compte dans les décisions. Beaucoup d'espèces introduites procurent des avantages considérables dans certaines économies, et

Le programme Working for Water

Au cours des derniers siècles, 750 espèces d'arbres et 8 000 espèces de plantes herbacées ont été introduites en Afrique du Sud. Environ 200 de ces espèces sont envahissantes; elles se répandent sur plus de 10 millions d'hectares et entraînent la déperdition de 7 % des ressources en eau du pays (Government of South Africa, 2000a). Ces plantes envahissantes peuvent transformer des zones de végétation d'une grande diversité spécifique en peuplements monospécifiques, accroître la biomasse, fournir des combustibles favorisant les incendies de forêt et réduire considérablement le débit de cours d'eau (Van Wilgen *et al.*, 1998). On a instauré le programme Working for Water (WfW) en 1995 pour lutter contre les plantes exotiques envahissantes et donc accroître la sécurité de l'approvisionnement en eau, améliorer l'intégrité écologique des systèmes naturels, créer de l'emploi, rétablir le potentiel de production des terres et tirer des avantages économiques de l'utilisation du bois, des terres, des eaux et d'une main-d'œuvre qualifiée (Government of South Africa, 2000b).

En 1995, on a affecté 25 millions de rands (5,5 millions $US) au programme national WfW, dont 13,5 millions de rands pour les peuplements de fynbos s'étendant sur 1,14 million ha dans l'Ouest de la province du Cap. C'est en Afrique du Sud qu'on trouve le plus petit, mais le plus riche, des six royaumes floraux du monde : le Royaume floral du Cap, dont le fynbos constitue le principal type de végétation. Or, des plantes exotiques envahissantes couvrent environ la moitié de la superficie de la région. De toute la zone envahie, plus de 60 000 ha sont couverts de peuplements de plantes exotiques ayant une fermeture du couvert de 25 à 100 %. Entre le début du programme WfW et la fin août 1996, on a réussi à supprimer les envahisseurs sur 39 000 ha, dont des peuplements denses couvrant près de 7 000 hectares (plus de 25 % de fermeture du couvert). Au début de la période d'activité la plus intense, en mars 1996, plus de 3 000 personnes y travaillaient. L'injection de plus de 40 millions de rands dans le projet a permis d'en embaucher encore plus. Les avantages sociaux à court terme du programme contribuent à l'atteinte des objectifs en matière de développement et d'environnement (Marais et Richardson, 1997).

la majorité des plantes agricoles et des espèces d'animaux d'élevage introduites depuis des décennies en sont la preuve. Toutefois, des problèmes peuvent survenir si l'on néglige certains aspects des introductions, et les coûts des mesures d'atténuation qui en découlent peuvent être énormes. Dans l'évaluation des coûts pour la société, il faudrait prendre en considération les effets sur les ressources naturelles, la santé, l'agriculture et l'industrie. Trop souvent, avec les méthodes actuelles d'évaluation, il est difficile de bien établir ces coûts, les effets sur l'écosystème étant par trop imprécis. La collaboration et l'échange d'information aideront à réaliser des évaluations efficaces et à choisir les mesures de prévention et de gestion qui conviennent le mieux.

Les valeurs et les perspectives humaines sont des facteurs déterminants et des éléments moteurs de l'accélération des mouvements d'espèces et de produits par le biais du commerce; il importe d'en tenir compte si l'on veut réduire au maximum les dangers que présentent les espèces exotiques envahissantes. La diversité de ces valeurs sera une considération importante au moment de l'application des programmes de gestion pour la prévention et l'atténuation des effets nocifs à l'échelle nationale et locale ainsi que pour la réussite des efforts de collaboration dans le cadre des programmes de renforcement des capacités. En facilitant le partage de ressources et d'information entre les pays, on réduira les incidences des espèces exotiques envahissantes et l'on favorisera la coopération en général.

On constate avec tristesse que, dans les pays en développement, bon nombre des espèces exotiques envahissantes qui présentent un grave danger sont associées à des projets d'aide au développement. Dans certains cas, on introduit par inadvertance des espèces exotiques avec du matériel de plantation et des emballages. Dans d'autres, on introduit des espèces exotiques sciemment, mais sans mauvaises intentions, sous forme de cultures ou d'autres organismes qui deviennent envahissants par la suite. L'aide au développement en Afrique et en Asie a été une source majeure d'introduction d'espèces d'insectes et de plantes nuisibles envahissantes qui menacent maintenant la sécurité alimentaire de certains pays. Il faut tenir compte de ce délicat problème pour évaluer tous les coûts et les avantages en présence et déterminer les mesures de précaution à prendre. Les pays qui ont des ressources et des capacités suffisantes pour en aider d'autres devraient être au fait des implications possibles et des risques de leurs initiatives d'assistance, dont la raison d'être est indiscutable.

Il faut également prendre en considération l'influence des opérations militaires. Le transport de troupes, de matériel et de fournitures en temps de guerre et de troubles ainsi qu'au cours des opérations d'entraînement courantes ne doit pas être pris à la légère, car il est un vecteur réel et potentiel de propagation d'organismes nuisibles. Ainsi, dès 1768, les Français ont introduit intentionnellement le cactus *Opuntia monacantha* (Willd.) Haw. à Fort-Dauphin (Taolañaro), dans le sud-est de l'île de Madagascar, pour aménager une barrière végétale impénétrable autour du fort (McNeely, 2001). Plus récemment, l'armée australienne a inspecté minutieusement et nettoyé les véhicules, les troupes et le matériel à leur retour au pays au terme de leur mission dans les îles du Timor oriental, ce qui constitue un important modèle pour les autres pays (Wittenberg et Cock, 2001). Par contre, on n'avait pas effectué d'inspection approfondie dans l'autre sens, au départ des troupes vers le théâtre des opérations à l'étranger. Il importe de corriger les inégalités de ce genre et d'établir des normes et des codes de conduite internationaux afin d'éviter les possibles répercussions négatives de telles activités.

La mondialisation du commerce a fait augmenter le transport de marchandises par différentes voies et différents vecteurs. En conséquence, le transfert de matériel biologique s'opère à un rythme et à un volume beaucoup plus élevés. L'effet sur le commerce, le transport et le tourisme des espèces exotiques, qu'elles soient introduites par accident ou intentionnellement, est un problème complexe sur lequel doivent se pencher les nombreux intervenants.

Conclusion

On retrouve des espèces exotiques envahissantes dans pratiquement tous les grands groupes taxonomiques d'organismes vivants. Seul un faible pourcentage des espèces qui traversent les frontières biogéographiques deviennent envahissantes, mais, le cas échéant, elles produisent d'importants effets. L'accroissement phénoménal des échanges commerciaux à l'échelle mondiale, qui se produit depuis 200 ans, a accéléré la dissémination de divers organismes vivants au-delà des frontières naturelles. Le déplacement intentionnel ou accidentel de tels organismes a souvent des conséquences dévastatrices sur des ressources précieuses, que ce soit la biodiversité d'écosystèmes naturels, les systèmes agricoles, l'industrie ou la santé humaine (Perrings *et al.*, 1999; McNeely *et al.*, 2001).

Pour trouver des moyens novateurs de gérer le problème, la sensibilisation est un préalable essentiel. On doit absolument susciter l'engagement d'établissements de recherche, des pouvoirs publics, de divers organismes, de l'industrie, des collectivités et des autres intervenants si l'on veut réduire — et idéalement prévenir — l'impact des espèces envahissantes. Ce problème complexe et de grande portée mobilise de plus en plus l'attention des scientifiques, d'économistes, de l'industrie et des décideurs, car on ne peut faire abstraction des coûts qu'il entraîne pour la société. Aux paliers régional et national,

l'efficacité des interventions passe nécessairement par la coopération. Et on peut accroître cette efficacité de diverses façons : échange d'information et de ressources; uniformisation des politiques, des législations et des pratiques; exécution de programmes conjoints d'évaluation des risques et d'atténuation des effets. D'abord et avant tout, les pays doivent collaborer pour s'attaquer au mal, trouver des approches et des solutions novatrices et, finalement, réduire les conséquences d'un problème complexe.

Références

Drake, J.A.; Mooney, H.A.; di Castro, F.; Grooves, R.H.; Kruger, F.J.; Rejmanek, M.; Williamson, M., eds. 1989. Ecology of biological invasions: a global perspective. John Wiley and Sons, New York, NY. 450 p.

Durand, S.; Chiaradia-Bousquet, J.-P. 1997. Nouveaux principes de législation phytosanitaire. Études législatives de la FAO, n° 62. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome.

Fritts, T.H. 2000. The brown tree snake: a fact sheet for Pacific Island residents and travelers [en ligne]. US Geological Survey, Midcontinent Ecological Science Centre, Fort Collins, CO. Site visité le 29 janv. 2002. http://www.pwrc.usgs.gov/btreesnk.htm.

Government of South Africa. 2000a. The Working for Water Programme. The Problem [page Web]. Department of Water Affairs and Forestry, Pretoria, South Africa. http://www.dwaf.gov.za/wfw.

Government of South Africa. 2000b. The Working for Water Programme. Annual Report 1999/2000 [en ligne]. Department of Water Affairs and Forestry, Pretoria, South Africa. http://www.dwaf.gov.za/wfw.

Guiry, M.D.; Dhonncha, E.N. 2002. AlgaeBase [en ligne]. Site visité le 29 janv. 2002. http://www.algaebase.com.

Lyon, W.F.; Berry, R.L. 1998. Asian tiger mosquito [en ligne]. Ohio State University Extension Fact Sheet HYG-2148-98. Site visité le 29 janv. 2002. http://ohioline.osu.edu/hyg-fact/2000/2148.html.

Marais, C.; Richardson, D.M. 1997. The fynbos "Working for Water" program: an environmental project that combines social and environmental benefits [imprimé et en ligne]. Aliens (Invasive Species Specialist Group of IUCN Species Survival Commission Newslett.) 5:9–10. http://www.issg.org/newsletter.html#Aliens.

McNeely, J.A., ed. 2001. The great reshuffling: human dimensions of invasive alien species. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK. vi+242 p.

McNeely, J.A.; Mooney, H.A.; Neville, L.E.; Schei, P.; Waage, J.K., eds. 2001. A global strategy on invasive alien species. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK.

Metsähallitus Consulting. 1999. Finnish aid and the Machu Picchu Program [site Web]. http://www.metsa.fi/eng/tat/machu%20picchu/web%20pages/pohja5.htm.

Mooney, H.A. 1999. The Global Invasive Species Programme (GISP). Biol. Invasions 1:97-98.

Mooney, H.A.; Drake, J.A. 1989. Biological invasions: a SCOPE program overview. Pages 491–506 in J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek, and M. Williamson, eds. Ecology of biological invasions: a global perspective. John Wiley and Sons, New York, NY. 528 p.

Ochoa J.G.; Andrade, G.I. 2000. The introduced flora to Machu Picchu Sanctuary: inventory and management priorities for biodiversity conservation. Aliens (Invasive Species Specialist Group of the IUCN Species Survival Commission Newslett.) 12:63-4.

Perrings, C.; Williamson, M.; Dalmazzone, S. 2000. The economics of biological invasions. Edward Elger, Cheltenham, UK.

Sandlund, O.T., Schei, P.J.; Viken, Å., eds. 1996. Proceedings: Norway/UN Conference on Alien Species: the Trondheim Conferences on Biodiversity, 1–5 July 1996, Trondheim, Norway. Directorate for Nature Management/Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim, Norway. 233 p.

[SCBD] Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2001. Assessment and management of alien species that threaten ecosystems, habitats and species. Absracts of keynote addresses and posters presented at the 6th meeting of the Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice, 12–16 March 2001, Montreal, QC. CBD Tech. Publ. 1. 146 p.

Shine, C.; Williams, N.; Gundling, L. 2000. A guide to designing legal and institutional frameworks on alien invasive species. IUCN, Gland, Switzerland, Cambridge and Bonn. xvi+138 p.

Southern California Wetlands Recovery Project, Coast Conservancy. 2000. Invasion of *Caulerpa taxifolia* to southern California [en ligne]. Wetland Managers Group Report. Site visité le 29 janv. 2002. http://www.coastalconservancy.ca.gov/scwrp/BOGMtgs/BOG102000/Caulerpa.htm.

Van Wilgen, B.W.; Cowling, R.M.; Le Maitre, D.C. 1998. Ecosystem services, efficiency, sustainability and equity: South Africa's Working for Water Programme. Trends Ecol. Evol. 13:378.

Wittenberg, R.; Cock, M.J.W. 2001. AQIS media release "The Australian Defence Force is involved in keeping alien species out." Page 88 in Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices. CAB International on behalf of the Global Invasive Species Programme, Wallingford, Oxon, UK.

Photo accompagnant le titre du chapitre : La Terre de Feu, une île située à l'extrémité méridionale de l'Amérique du Sud, est littéralement envahie par 100 000 castors d'Amérique du Nord (*Castor canadensis* Kuhl), 50 ans après l'importation de quelques couples pour la production de fourrure. Photo de Roberta Gal.

Incidences écologiques et économiques des espèces exotiques : un changement planétaire phénoménal

Daniel Simberloff

Les espèces exotiques envahissantes ont de nombreuses incidences sur l'environnement et l'économie. Si certains effets sont apparents même pour l'observateur le moins averti, d'autres sont plus subtils, et certains sont tellement singuliers qu'ils sont imprévisibles. À l'échelle planétaire, les espèces exotiques constituent maintenant la deuxième cause de disparition et d'extinction d'espèces, immédiatement après la conversion des habitats (Wilcove *et al.*, 1998). Aucune estimation globale n'a encore été proposée concernant les pertes économiques infligées par ces espèces à divers secteurs d'activité comme l'agriculture, la foresterie et les pêches ou encore leurs coûts sur le plan de la santé publique, et un nombre remarquablement faible d'études ont été consacrées aux répercussions économiques des invasions (Perrings, 2000). Rien qu'aux États-Unis, le coût annuel des espèces exotiques sur l'économie est estimé à quelque 137 milliards $US (Pimentel *et al.*, 2000). L'impact de certaines espèces exotiques, comme la grande lamproie marine (*Petromyzon marinus* L.) dans les Grands Lacs et la race européenne de la spongieuse (*Lymantria dispar* (L.)) dans l'est de l'Amérique du Nord, est connu depuis longtemps. D'autres introductions plus récentes, comme celle de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha* (Pallas)) et du longicorne asiatique (*Anoplophora glabripennis* (Mots.)), ont rapidement retenu l'attention en causant (dans le cas de la moule zébrée) des dommages écologiques et écologiques importants. Toutefois, comme les incidences des espèces introduites sont très diversifiées et souvent passablement subtiles, nous commençons seulement à entrevoir l'ampleur et la portée globale du problème. En outre, certaines espèces exotiques peuvent demeurer silencieuses dans une région ou dans un type d'habitat particulier pendant des décennies ou encore plus longtemps avant de proliférer subitement et de causer des dommages importants (Kowarik, 1995; Crooks et Soulé, 1996). Dès lors, un certain pourcentage des espèces qui ont déjà été introduites dans une région donnée mais qui n'y sont pas considérées comme nuisibles risquent de le devenir tôt ou tard. En définitive, le réarrangement de la biogéographie mondiale constitue un énorme changement planétaire, et ses répercussions écologiques et économiques au cours du siècle dernier dépassent certainement en ampleur celles du réchauffement planétaire. Pourtant, le phénomène a très peu capté l'attention du public en comparaison du réchauffement planétaire.

Bien que chaque invasion ait des effets bien particuliers, la plupart comportent des incidences clairement définies : altération de l'habitat, compétition, prédation, herbivorie, maladie et hybridation. Certaines conséquences sont d'une nature plus complexe parce qu'elles résultent de la combinaison de divers effets. D'autres sont difficiles à prévoir parce qu'elles sont liées à des phénomènes comme la synergie entre plusieurs espèces introduites, les temps de réponse ainsi que les explosions et les effondrements spontanés des populations. Le présent article passe en revue les principales catégories d'incidences causées par les invasions, avec des exemples faisant intervenir divers habitats et taxons. Il expose à quel point il est difficile de prédire quelles invasions auront des conséquences importantes et avec quelle ampleur. Pour toutes ces raisons, il m'apparaît essentiel d'aborder le problème posé par les espèces exotiques d'une façon plus prudente et plus globale que par le passé.

Altération de l'habitat

Comme tellement d'espèces sont si étroitement associées à des habitats bien particuliers, l'impact d'une espèce introduite provoquant une altération prononcée de l'habitat peut se répercuter sur l'ensemble de la communauté vivant dans cet habitat. Par exemple, au cours des XVIII^{e} et XIX^{e} siècles, la côte nord-est de l'Amérique du Nord comprenait de vastes laisses de vase et marais salés. Aujourd'hui, elle est constituée en bonne partie de plages rocheuses. Cette profonde métamorphose est l'œuvre du bigorneau (*Littorina littorea* L.). Introduit (probablement à des fins de consommation humaine) en Nouvelle-Écosse vers 1840, ce gastéropode s'est lentement répandu vers le sud, dévorant les algues croissant sur les rochers et les rhizomes des graminées des marais. Des études d'exclusion expérimentales (Bertness, 1984) ont révélé qu'en l'absence du bigorneau, les rochers sont rapidement recouverts par les algues et la boue, puis envahis par les graminées. Le bigorneau a donc modifié toute la structure physique de la zone intertidale et, ce faisant, affecté d'autres espèces de diverses façons. Par exemple, dans certaines parties de la Nouvelle-Angleterre, presque tous les bernard-l'hermite (*Pagurus longicarpus* Say) utilisent des coquilles de bigorneau comme abri, ce qui donne à croire que ces crabes sont plus abondants qu'autrefois. Le bigorneau déplace également

son congénère, le bigorneau rugueux (*L. saxatilis*) (Yamada et Mansour, 1987), et il empêche l'établissement des jeunes thalles de *Fucus* et des larves de barnacles (Lubchenko et Menge, 1978; Lubchenko, 1983; Petraitis, 1983). Espèce compétitrice agressive, le bigorneau commun a exclus la nasse (*Ilyanassa obsoleta* (Say)), une espèce indigène, de divers habitats comme les marais salés et les herbiers de zostères marines, où celle-ci était autrefois commune (Brenchley et Carlton, 1983). Les effets indirects, c'est-à-dire l'altération des interactions entre les espèces directement touchées et les autres espèces qui n'interagissent pas directement avec le bigorneau, doivent être nombreux. En définitive, c'est tout l'écosystème qui est transformé.

De la même façon, la moule zébrée (originaire du sud de la Russie) a considérablement modifié d'importantes portions de nombreux écosystèmes (Williamson, 1996; Ricciardi *et al.*, 1997, 1998). Elle a probablement atteint le continent nord-américain dans des eaux de ballast ou fixée sur la coque d'un navire. Signalé pour la première fois au lac Sainte-Claire en 1988, le mollusque s'était propagé en 2000 à la majeure partie de l'est des États-Unis et du Canada (Johnson et Carlton, 1996). Même si ce sont surtout les répercussions économiques de la moule zébrée (obstruction et encombrement des conduites d'eau), estimées à ce jour à plusieurs milliards de dollars (US Congress, 1993), qui ont retenu l'attention du grand public, les répercussions écologiques sont également considérables (Ricciardi *et al.*, 1997, 1998). La moule zébrée forme des colonies denses qui étouffent celles des unionides indigènes, et dans certaines régions, elle a transformé le substrat en une masse irrégulière de coquilles. Par ailleurs, la moule zébrée filtre l'eau à un rythme prodigieux. Par ce comportement, elle accroît la limpidité de l'eau, réduit la densité du phytoplancton et affecte presque certainement les populations de poissons, d'organismes zooplanctoniques et d'autres invertébrés. La survie de nombreuses espèces de mollusques indigènes est menacée par la moule zébrée (Ricciardi *et al.*, 1998), et les populations d'un grand nombre autres espèces sont affectées de diverses façons (Ricciardi *et al.*, 1997; Strayer *et al.*, 1999). Pis encore, les interactions de la moule zébrée avec d'autres espèces envahissantes contribuent à accroître l'impact de la moule zébrée et de ces autres espèces, comme on le verra plus loin.

Le bigorneau et la moule zébrée sont des espèces animales, mais les plantes introduites affectent probablement plus souvent l'ensemble d'un écosystème par leur modification de l'habitat, tout simplement parce que les plantes constituent souvent l'habitat d'une communauté entière et que les plantes terrestres, aquatiques et marines peuvent envahir de vastes secteurs (Simberloff, 2000). Dans le nord-ouest de la Méditerranée, une souche résistante au froid de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh avait envahi la communauté benthique côtière sur environ 5 000 ha moins de 20 ans après avoir été rejetée dans la mer par un aquarium commercial de Monaco (Meinesz, 1999). Des infestations par la même espèce ont été signalées récemment dans les eaux côtières de la Californie et de l'Australie. Dans la Méditerranée, l'algue a déjà envahi des peuplements de l'herbe marine *Posidonia oceanica* (L.). Cette profonde altération de l'habitat a déjà provoqué le déclin de nombreuses populations de poissons et d'invertébrés. Les terpènes toxiques produits par cette algue risquent d'affecter davantage ces espèces, soit directement, en provoquant leur intoxication ou en induisant chez elles des comportements d'évitement, soit indirectement, en agissant sur la chaîne alimentaire. L'algue verte japonaise *Codium fragile* (Suringar) Hariot ssp. *tomentosoides* (van Goor) Silva pourrait avoir un impact comparable en Amérique du Nord. La présence de cette algue a été signalée pour la première fois en 1957 dans l'ouest de l'Atlantique Nord, dans le détroit de Long Island. On ignore comment l'algue a atteint les côtes de l'Amérique du Nord. Quoi qu'il en soit, elle s'est propagée vers le sud jusqu'en Caroline du Nord et au nord jusqu'au Canada. Elle affecte les mollusques en se fixant sur leur coquille, et l'on craint qu'elle déplace des algues indigènes. Dans le golfe du Maine, elle est la principale espèce d'un groupe d'espèces envahissantes qui a complètement transformé les communautés indigènes (L.G. Harris et M. Tyrrell, University of New Hampshire, Durham (NH), comm. pers.).

Même lorsqu'elles ne supplantent pas les espèces dominantes indigènes, les plantes peuvent transformer des écosystèmes entiers en modifiant un certain nombre de leurs caractéristiques et processus. Par exemple, en Floride, le mélaleuca australien (*Melaleuca quinquenervia* (Cav.) Blake), en raison de certaines de ses caractéristiques (écorce externe spongieuse, feuilles et litière hautement inflammables), a contribué à accroître l'intensité et la fréquence des incendies. Ces changements ont favorisé le remplacement des plantes indigènes non adaptées à ce régime d'inflammabilité par le mélaleuca sur environ 200 000 ha. Subséquemment, de nombreux autres changements se sont produits dans la communauté régionale (Schmitz *et al.*, 1997). Le mélaleuca n'est qu'une des nombreuses plantes introduites qui ont altéré des écosystèmes entiers en modifiant divers régimes de perturbations naturelles (Mack et D'Antonio, 1998). Dans certains secteurs arides du sud-ouest des États-Unis, diverses espèces de tamaris (*Tamarix* spp.) causent d'importantes pertes d'eau à cause de leurs racines profondes et de leur taux élevé de transpiration. En Californie, des tamaris ont causé l'assèchement d'un grand marais et l'élimination de la plupart des espèces végétales et animales associées à ce milieu humide (Vitousek, 1986). Les plantes introduites peuvent également

influer sur le bilan des éléments nutritifs. Dans l'île volcanique d'Hawaii, le *Myrica faya* Ait., arbuste fixateur d'azote originaire des régions de l'Atlantique, a envahi les zones en cours de colonisation pauvres en azote. La flore indigène ne compte aucune espèce fixatrice d'azote. En conséquence, les espèces indigènes tolèrent bien les sols pauvres en azote, alors que les espèces introduites sont généralement peu adaptées à de telles conditions. On craint maintenant que la présence du *M. faya* favorise l'établissement de nombreuses espèces de plantes envahissantes sur de vastes secteurs (Vitousek, 1986).

Comme le démontre l'exemple du bigorneau, une espèce introduite qui provoque l'élimination d'une ou de plusieurs plantes dominantes peut affecter toute une communauté. Les agents pathogènes et les herbivores peuvent également avoir un tel effet. Par exemple, l'agent de la brûlure du châtaignier (*Cryphonectria parasitica* (Murr.) Barr), un champignon d'origine asiatique, a atteint l'État de New York dans du matériel de pépinière à la fin du XIX^{e} siècle. En moins de 50 ans, il s'est propagé dans l'est de l'Amérique du Nord sur plus de 100 millions d'hectares, depuis le sud de l'Ontario jusqu'au nord de la Georgie et de l'Alabama, tuant presque tous les châtaigniers d'Amérique (*Castanea dentata* (Marsh.) Borkh.) matures (Anderson, 1974; von Broembsen, 1989). Comme le châtaignier était un arbre dominant dans de nombreuses régions, les conséquences pour la communauté indigène ont vraisemblablement été considérables. Selon certains auteurs (par exemple, Williamson, 1996), l'invasion par l'agent de la brûlure du châtaignier démontre que le remplacement d'une espèce dominante peut s'effectuer sans conséquences majeures au sein de l'écosystème dont faisait partie cette espèce. Une telle affirmation reflète davantage un manque de connaissances que l'absence de répercussions. Bien qu'elles soient peu nombreuses, les données recueillies avant cette invasion donnent au contraire à croire que l'impact a été considérable. Par exemple, plusieurs espèces de papillons de nuit spécifiques du châtaignier sont disparues (Opler, 1979), et le cycle des éléments nutritifs a probablement été modifié (K. Cromack, Oregon State University, Corvallis (OR), comm. pers.).

Il existe, bien sûr, un gradient entre les incidences qui s'exercent à l'échelle d'un écosystème et celles qui se manifestent à l'échelle d'une communauté, c'est-à-dire entre celles qui sont souvent induites par un changement d'habitat radical (voir les exemples décrits précédemment) et celles qui affectent seulement une ou quelques espèces. Le nombre d'espèces touchées et l'ampleur des répercussions permettant de distinguer entre un impact d'envergure écosystémique et un impact s'exerçant à l'échelle de quelques populations seulement demeurent à déterminer. Les diverses forces décrites ci-après seront examinées principalement sous l'angle des interactions interspécifiques. Dans certains cas, les incidences additionnelles sur la communauté touchée sont minimes, mais dans d'autres, elles peuvent s'étendre à de nombreuses espèces (en particulier si les espèces touchées sont écologiquement importantes). Souvent, comme dans le cas de la brûlure du châtaignier, il semble qu'une invasion puisse avoir des répercussions sur une portion importante de la communauté, mais les données permettant de confirmer cette hypothèse font défaut. Par exemple, toutes les espèces de vers de terre actuellement présentes dans la plupart des régions du Canada et du Nord des États-Unis sont originaires de l'Eurasie (Samuels, 2000). On voit difficilement comment la nature exotique d'un groupe taxonomique exerçant une action aussi cruciale sur le fonctionnement des écosystèmes pourrait ne pas avoir eu d'impact majeur sur tout un écosystème. Pourtant, aucune article n'a encore été publié sur la question.

Compétition

La compétition peut être une source d'interférence. C'est le cas quand les individus d'une espèce empêchent ceux d'une deuxième espèce d'amasser des ressources, en se battant, par exemple, ou en ayant recours à l'intimidation, ou encore lorsque deux espèces se font concurrence pour une ressource peu disponible. Dans ce dernier cas, la concurrence peut s'exercer entre deux espèces même si ces dernières n'entrent jamais en contact l'une avec l'autre (par exemple, espèce diurne et espèce nocturne consommant la même nourriture). Ce type de compétition est notoirement difficile à documenter. Toutefois, certains des exemples les mieux connus opposent des espèces exotiques à des espèces indigènes. Par exemple, en Grande-Bretagne, l'écureuil roux (*S. vulgaris* L.), une espèce indigène, a grandement souffert de la compétition pour la nourriture que lui a livrée l'écureuil gris (*Sciurus carolinensis* Gmelin), une espèce d'Amérique du Nord introduite. Des recherches approfondies (résumées par Williamson, 1996) ont révélé que l'écureuil gris fait preuve d'une plus grande efficacité que l'écureuil roux dans sa recherche de nourriture. L'alose (*Alosa pseudoharengus* (Wilson)), poisson des côtes de l'Atlantique, fait peut-être partie de la faune indigène du lac Ontario (Burgess, 1980) ou pourrait y avoir été introduite (Smith, 1970). Quoi qu'il en soit, l'alose s'est propagée aux autres Grands Lacs par le canal Welland (Burgess, 1980). Ce poisson a réduit les populations de zooplancton dans les Grands Lacs (Wells, 1970), et la compétition pour cette ressource a contribué à la disparition de certains salmonidés indigènes planctonivores (Fuller *et al.*, 1999). Crowder (1984) a attribué à la compétition avec l'alose les modifications morphologiques et le changement d'habitat survenus

chez le cisco de fumage (*Coregonus hoyi* (Gill)). L'alose est aujourd'hui l'espèce de poisson dominante dans le lac Michigan et y représente 70 à 90 % de la biomasse de poisson (Becker, 1983). Les plantes, évidemment, peuvent se livrer une compétition pour la lumière et les éléments nutritifs.

La compétition par interférence est plus facile à observer, mais il n'est pas facile de documenter son impact sur les populations touchées. Ainsi, la truite brune (*Salmo trutta* (L.)) empêche l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis* (Mitchill)) de se nourrir efficacement non seulement en la déplaçant de ses aires d'alimentation préférées (Fausch et White, 1981), mais aussi en prolongeant ses périodes d'inactivité et en réduisant le temps qu'elle consacre à s'alimenter (DeWald et Wilzbach, 1992; Kerr et Grant, 2000). Les plantes introduites peuvent également se livrer une forme de compétition agressive par interférence. Par exemple, la ficoïde glaciale (*Mesembryanthemum crystallinum* L.), plante d'origine africaine, accumule le sel, qui demeure dans le sol lorsque la plante se décompose. En Californie, cette plante exclut les plantes indigènes qui ne tolèrent pas le sel (Vivrette et Muller, 1977). Dans ces deux exemples, l'espèce introduite ne prive pas une espèce indigène d'une ressource, mais elle exerce une action inhibitrice sur cette dernière.

Prédation

De nombreuses espèces exotique se nourrissent d'espèces indigènes, causant parfois leur extinction à l'échelle locale ou même planétaire. La grande lamproie marine (*Petromyzon marinus* L.) a atteint le lac Ontario au cours des années 1830 après avoir traversé le canal Érié ou s'être fixée à des navires circulant dans le canal Érié et la voie maritime du Saint-Laurent. De là, elle a gagné le lac Érié en empruntant le canal Welland (Fuller *et al.*, 1999). En conjugaison avec d'autres facteurs examinés ci-après, la prédation par la grande lamproie marine a causé directement la disparition de trois espèces de poissons endémiques des Grands Lacs, à savoir le cisco à grande bouche (*Coregonus alpenae* (Koelz)), le cisco de profondeur (*C. johannae* (Wagner)) et le cisco à nageoires noires (*C. nigripinnis* (Gill)) (Miller *et al.*, 1989). Comme la surpêche, la déforestation du bassin hydrographique et la pollution, la lamproie a eu des effets dévastateurs sur les populations de toutes les grandes espèces indigènes de poissons, même si elle n'a pas entraîné leur extinction (Christie, 1974; Cox, 1999). Les répercussions économiques ont été considérables, les prises de nombreuses espèces chutant de 90 % ou plus. Les effets de l'effondrement des populations de ces grandes espèces de poissons se sont répercutés à l'échelle de toute la chaîne alimentaire, et les populations de plusieurs espèces de plus petite taille se sont mises à augmenter. La lamproie s'est alors tournée vers ces espèces, et nombre d'entre elles ont commencé à décliner à leur tour.

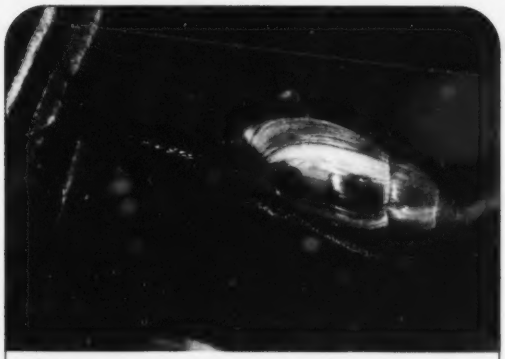


Figure 1. L'escargot prédateur *Euglandina rosea*. Photo de Ron Heu, Dép. de l'Agric. de l'État d'Hawaii, Honolulu (HI).

Les prédateurs introduits peuvent avoir des incidences encore plus graves. Par exemple, l'escargot prédateur *Euglandina rosea* (Férussac) (figure 1), originaire de la Floride et d'Amérique centrale, a été introduit à titre d'agent de lutte biologique dans de nombreuses îles du Pacifique et plusieurs autres îles en divers endroits du monde. La cible était un autre escargot introduit, l'*Achatina fulica* (Férussac). Malheureusement, l'*Euglandina rosea* s'est attaqué de nombreuses espèces indigènes d'escargots terrestres, arboricoles et même aquatiques sur ces îles, et il a déjà provoqué l'extinction d'au moins 30 espèces (Civeyrel et Simberloff, 1996). Le serpent brun arboricole (*Boiga irregularis* (Merrem)), originaire des îles de l'Amirauté, a atteint l'île de Guam caché dans des marchandises. Depuis son introduction, il a causé l'élimination de 9 des 11 espèces d'oiseaux forestiers indigènes de l'île (Williamson, 1996).

Herbivorie

Bien que les répercussions écologiques causées par certaines espèces introduites comme le bigorneau soient énormes, ce sont les pertes économiques infligées par les herbivores, en particulier divers insectes ravageurs des cultures et des forêts, qui retiennent le plus l'attention. En 1869, des spécimens de la race européenne de la spongieuse ont été importés en Amérique du Nord, dans une tentative futile de produire de la soie. Le ravageur s'est échappé peu de temps après au Massachusetts. En 1991, son aire de répartition s'étendait sur quelque 500 000 km^2 dans le nord-est des États-Unis et l'est du Canada (Cox, 1999). Cette espèce se nourrit du feuillage de nombreuses plantes ligneuses, mais elle préfère le chêne (*Quercus* spp.) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.) au Canada (Liebhold *et al.*, 1997). Une souche asiatique de la

spongieuse est apparue près de Portland (Oregon) et à Vancouver (Colombie-Britannique), mais ces débuts d'infestation ont été éradiqués (Cox, 1999). La défoliation par la spongieuse affaiblit les arbres et, de ce fait, accroît leur susceptibilité aux autres insectes ravageurs et aux agents pathogènes (Liebhold *et al.*, 1996). Dans certaines régions, l'insecte, par ses défoliations répétées, a causé une mortalité atteignant 90 % parmi ses essences préférées et modifié considérablement la composition des forêts (Cox, 1999). Pour en savoir plus sur la spongieuse, voir l'article de Nealis dans le présent ouvrage (p. 151).

Une infestation majeure de plantes ligneuses entraîne de nombreux effets subséquents pour les autres composantes de la communauté touchée. Ainsi, lorsque le volume de la litière et les taux de décomposition augmentent, les pertes d'azote vers les cours d'eau s'accentuent. La défoliation des chênes et la réduction de la production de glands peuvent avoir des effets divers sur les populations d'oiseaux (Cox, 1999).

Le puceron russe du blé (*Diuraphis noxia* (Mordvilko)), originaire du sud-est de l'Europe et du sud-ouest de l'Asie, a atteint le Mexique au cours des années 1980 et, de là, les États-Unis en 1986, pour ensuite se propager rapidement dans tout l'ouest des États-Unis et dans l'Alberta et la Saskatchewan (US Congress, 1993). Ce puceron attaque non seulement le blé et l'orge, mais aussi d'autres graminées comme le seigle et la triticale (Kindler et Springer, 1989). À ce jour, les pertes infligées par ce ravageur exotique (pertes de rendement et coûts des mesures de lutte) sont estimées à environ 1 milliard $US. Le puceron russe du blé a presque causé l'élimination complète des cultures de blé et d'orge dans certaines régions (US Congress, 1993). Outre ses effets sur les cultures, l'insecte a également des répercussions écologiques. Par exemple, il infeste l'agropyre à crête (*Agropyron cristatum* (L.) Gaertn.), une graminée qui est couramment utilisée pour la conservation des sols (US Congress, 1993). La coccinelle à sept points (*Coccinella septempunctata* L.), originaire d'Eurasie, a été largement utilisée comme agent de lutte biologique contre le puceron, mais elle a déplacé les coccinelles indigènes dans des régions très éloignées (Obrycki *et al.*, 2000).

Maladies

En plus de l'impact considérable qu'ils peuvent avoir à l'échelle des écosystèmes (comme l'agent de la brûlure du châtaignier), les agents pathogènes introduits peuvent avoir des effets plus pointus pour quelques espèces ou une seule. L'agent de la myxobolose (*Myxobolus cerebralis* (Hofer)) est un métazoaire parasite d'origine européenne qui pénètre et se multiplie dans la tête et la colonne vertébrale des truites juvéniles et, par la pression qu'il exerce, finit par perturber l'organe de l'équilibre. Les poissons parasités nagent de façon erratique et sont incapables de se nourrir et d'échapper à leurs prédateurs. En cas d'infestation grave, de nombreux jeunes poissons de l'année peuvent mourir. Les spores du *M. cerebralis* viennent en contact avec le substrat lorsque les poissons infectés meurent ou sont mangés par un prédateur (qui évacuent les spores dans les fèces). Elles résistent alors au gel et à la dessiccation et demeurent viables jusqu'à 30 ans. Un hôte intermédiaire, le ver aquatique *Tubifex tubifex* Muller, doit ensuite intervenir en ingérant les spores. Dans l'intestin du ver, la spore se transforme en une forme mature infectante. Rejetée dans l'eau, elle nage jusqu'à ce qu'elle trouve une jeune truite. Les truites peuvent également s'infecter en mangeant des vers porteurs (Markiw, 1992).

La truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum)) est particulièrement sensible à la myxobolose. L'agent de la myxobolose a atteint l'Amérique du Nord en 1955 et s'est par la suite propagé à de nombreuses régions des États-Unis. Il n'a pas encore été trouvé au Canada, mais sa présence a été signalée dans six États frontaliers. La voie par laquelle ce parasite a atteint l'Amérique du Nord est passablement tortueuse. La maladie a été décelée pour la première fois en Allemagne, en 1893, sur des truites arcs-en-ciel importées en Europe à partir de l'Amérique du Nord. Depuis, sa présence a été observée chez toutes les populations européennes. On croit que le parasite est passé par la truite brune, un salmonide d'origine européenne qui héberge le parasite sans être incommodé. Des truites arcs-en-ciel ont été importées en Europe à partir de l'Ouest américain à des fins d'élevage en alevinière. Des truites arcs-en-ciel congelées provenant de la Scandinavie ont par la suite été importées par des épiceries de la Pennsylvanie. Dans cet État, le parasite a probablement été transporté dans un cours d'eau traversant un quartier résidentiel jusqu'à une alevinière située à proximité. De là, le transfert de poissons infestés de cette alevinière a probablement permis au parasite de se propager dans de nombreux autres États (Bergersen et Anderson, 1997). Depuis son introduction, le parasite a causé d'énormes pertes économiques dans plusieurs régions. Dans de nombreux cours d'eau du Montana et du Colorado, la myxobolose touche plus de 95 % des truites arc-en-ciel, et son impact sur la pêche sportive s'est révélé dévastateur (Robbins, 1996).

Hybridation

Les espèces exotiques peuvent graduellement modifier une espèce indigène, parfois même au point d'entraîner la disparition de ses caractéristiques distinctives en s'hybridant avec elle. La truite arc-en-ciel, par

exemple, s'hybride avec l'une ou l'autre des populations de cinq espèces de truites indigènes protégées en vertu de l'*Endangered Species Act* des États-Unis (Kerr et Grant, 2000). Le patrimoine génétique de ces espèces commence à ressembler de plus en plus à celui de la truite arc-en-ciel. Pour sa part, la truite brune s'hybride avec l'omble de fontaine (Sorensen *et al.*, 1995; Kerr et Grant, 2000). D'autres espèces de poissons introduites comme agents de lutte biologique ou utilisées comme appâts ont causé une hybridation introgressive et même l'extinction d'espèces indigènes. On compte de nombreux exemples semblables parmi les mammifères, les oiseaux et les plantes (Rhymer et Simberloff, 1996).

Dans les deux cas mentionnés précédemment, l'hybridation est suivie d'une introgression, les hybrides étant viables et produisant une descendance fertile par rétrocroisement avec les populations parentales. Toutefois, il n'est pas nécessaire qu'il y ait transfert de gènes pour que l'hybridation avec une espèce exotique constitue une menace pour une population indigène. L'omble à tête plate (*Salvelinus confluentus* (Suckley)), une espèce dont le nom risque d'apparaître prochainement sur la liste des espèces menacées et protégées en vertu de l'*Endangered Species Act* des États-Unis, s'hybride avec l'omble de fontaine, introduite dans diverses régions du nord-ouest de l'Amérique du Nord. En raison de la stérilité et du faible taux de survie de la descendance hybride et du faible succès d'accouplement, le rétrocroisement avec les populations parentales est pratiquement inexistant (Leary *et al.*, 1993). Toutefois, chez certaines populations, l'omble à tête plate, moins nombreuse, se trouve désavantagée parce qu'une fraction plus importante de ses activités reproductrices est perdue dans des accouplements hybrides infructueux.

L'hybridation entre une espèce indigène et une espèce exotique peut même conduire à l'apparition d'un nouveau ravageur envahissant. Par exemple, la spartine à feuilles alternes (*Spartina alterniflora* Loisel.), originaire de la zone côtière de l'est de l'Amérique du Nord, a été introduite au Royaume-Uni au milieu du XIX^{e} siècle, où elle était une espèce exotique inoffensive et peu commune qui se croisait à l'occasion avec le *S. maritima*, une espèce indigène, pour produire des hybrides stériles. Toutefois, vers 1890, une mutation chromosomique provoquant le dédoublement du nombre de chromosomes s'est produite de façon spontanée chez l'un de ces hybrides. Une nouvelle mauvaise herbe envahissante fertile, *le S. anglica* C.E. Hubbard, venait de naître. Depuis, celle-ci a causé des dommages étendus dans la zone intertidale à sol meuble du Royaume-Uni (Thompson, 1991). Plus récemment, elle a envahi la portion nord de Puget Sound, et elle y est la cible de mesures de lutte active. Sa présence n'a pas encore été signalée au Canada (S.D. Hacker, Washington State University, Pullman (WA), comm. pers.).

L'hybridation entre deux espèces exige des liens génétiques très étroits, habituellement le même genre dans le cas des espèces animales. Par la suite, l'introgression génétique nécessite des liens encore plus étroits. Dès lors, le risque d'hybridation est très faible dans certaines régions comme l'Australie et la Nouvelle-Zélande où la plupart des espèces envahissantes viennent de régions éloignées, la faune et la flore indigènes de ces régions étant isolées génétiquement depuis très longtemps (Simberloff, 2000). En Amérique du Nord, la grande majorité des espèces envahissantes introduites sont originaires d'Eurasie (par exemple, Niemelä et Mattson, 1996). Du fait de leur histoire géologique, ces continents abritent de nombreuses espèces étroitement apparentées, et l'hybridation y constitue par conséquent une menace commune.

Incidences complexes et combinaison d'effets

Plusieurs des exemples précédents mettent en cause une espèce exotique interagissant avec des espèces indigènes de diverses façons. Par exemple, la truite brune livre une compétition à l'omble de fontaine pour la nourriture et s'hybride avec elle. En réalité, la truite brune peut également livrer une compétition à l'omble de fontaine pour les frayères et les aires de croissance, et elle est pour l'omble de fontaine un redoutable prédateur (Kerr et Grant, 2000). En outre, la truite brune a également des interactions importantes avec l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus* (L.)), le touladi (*S. namaycush* (Walbaum)) et le saumon de l'Atlantique (*Salmo salar* L.) (Kerr et Grant, 2000). Elle peut également avoir des effets sur les populations d'invertébrés des cours d'eau, mais cet aspect a reçu très peu d'attention à ce jour. Toutes ces espèces peuvent à leur tour interagir avec l'omble de fontaine. De toute évidence, les incidences démographiques de la truite brune sur l'omble de fontaine sont complexes et demeurent en partie nébuleuses.

L'impact des espèces exotiques provient souvent d'une série d'interactions avec d'autres facteurs, et ces interactions peuvent être complexes. Wilcove *et al.* (1998, 2000) ont examiné les causes de la situation précaire de 1 880 espèces dont ils estimaient l'existence menacée aux États-Unis. Ils ont constaté que la perte d'habitat est le problème le plus fréquent (85 % des espèces en péril), suivi de l'impact des espèces exotiques (49 %), lequel est plus important que l'ensemble des trois autres facteurs suivants, soit la pollution (24 %), la surexploitation (17 %) et les maladies (3 %). Toutefois, il est intéressant de noter que la plupart des espèces sont menacées par plus d'un facteur, comme le révèle la somme de ces pourcentages, largement supérieure à 100 %. Par exemple, nous avons vu plus tôt que l'impact de

la grande lamproie marine, conjugué à celui de la surexploitation, de la destruction des habitats et de la pollution dans les Grands Lacs, avait provoqué l'effondrement des populations de nombreuses grandes espèces de poissons. De la même façon, même si la prédation par la grande lamproie marine est considérée comme la principale cause de l'extinction de trois espèces de ciscos, il semble que la surexploitation et l'hybridation avec d'autres espèces de ciscos plus communes aient également joué un rôle (Miller *et al.*, 1989). Il faut également rappeler que l'un des effets importants de la défoliation par la spongieuse est l'affaiblissement général des arbres infestés, ce qui les rend plus vulnérables aux dommages et à la mortalité causés par d'autres facteurs, dont les insectes et les agents pathogènes tant indigènes qu'exotiques (Liebhold *et al.*, 1996).

Bien que les mécanismes par lesquels les espèces introduites interagissent avec d'autres facteurs pour engendrer des effets écologiques et/ou économiques considérables soient aussi diversifiés que les particularités biologiques de ces envahisseurs, certains types d'interactions sont particulièrement fréquents. Par exemple, chez de nombreux genres de plantes et d'animaux, des différences radicales d'habitat empêchent la reproduction entre congénères interfertiles (indigènes et exotiques). La destruction de ces habitats peut cependant éliminer ces obstacles (Rhymer et Simberloff, 1996). La surexploitation et/ou la destruction des habitats réduisent fréquemment les effectifs d'une espèce indigène par rapport à ceux d'un congénère exotique, augmentant de ce fait le risque d'hybridation (Rhymer et Simberloff, 1996). Les routes et la fragmentation de l'habitat sont souvent mentionnés comme des facteurs favorisant l'invasion de zones naturelles par des espèces exotiques (par exemple, Greenberg *et al.*, 1997). Bien que peu de données permettent d'étayer cette hypothèse, certains cas bien documentés donnent à croire que le phénomène pourrait être généralisé. Par exemple, dans le nord de la Californie et le sud de l'Oregon, un champignon introduit (*Phytophthora lateralis* Tucker et Milbrath) infestant les racines du chamaecyparis de Lawson (*Chamaecyparis lawsoniana* (A. Murr.) Parl.) est dispersé par les véhicules et les eaux de drainage le long des chemins d'exploitation forestière et minière (Zobel *et al.*, 1985).

Synergie entre espèces envahissantes

La synergie avec d'autres espèces introduites est certainement l'un des mécanismes les plus communs par lequel une espèce exotique interagit avec un autre facteur au détriment des espèces indigènes, des communautés et des écosystèmes (Simberloff et Von Holle, 1999). Souvent, une espèce exotique jusque-là inoffensive dans son environnement d'adoption commence subitement à causer des problèmes après l'apparition d'une autre espèce exotique. Certains syndromes de pollinisation très complexes illustrent bien ce phénomène. Ainsi, depuis au moins un siècle, les figuiers (*Ficus*) sont cultivés à des fins ornementales dans le sud de la Floride, mais jusqu'à tout récemment, ils étaient confinés à des habitats aménagés, parce qu'ils ne pouvaient se reproduire en l'absence de la guêpe spécifique (*Parapristina verticillata* (Waterson)) assurant leur pollinisation. Récemment, une guêpe spécifique du figuier *Ficus microcarpa* L. f. (= *F. thonningii*) a atteint la Floride, et ce figuier a commencé à se propager rapidement et à envahir des habitats naturels (Kauffman *et al.*, 1991; McKey et Kauffman, 1991). L'impact d'une plante exotique est souvent amplifié ou à tout le moins accéléré par des animaux introduits qui dispersent ses graines. Par exemple, à Hawaii, la dispersion des graines de l'arbuste fixateur d'azote *Myrica faya* est assurée principalement par une espèce d'oiseau introduite, le zostérops du Japon (*Zosterops japonicus* Temminck et Schlegel) (Woodward *et al.*, 1990); d'autres animaux introduits, soit les cochons retournés l'état sauvage et les rats, jouent également un rôle à ce chapitre (Stone et Taylor, 1984).

Une espèce exotique peut également modifier un habitat et ainsi favoriser un second envahisseur. Par exemple, en filtrant l'eau et en modifiant le substrat, la moule zébrée favorise la prolifération de la bythinie impure (*Bithynia tentaculata* (L.)) (Ricciardi *et al.*, 1997). De telles interactions peuvent même être mutualistes. En filtrant l'eau, les moules rendent l'eau plus limpide et favorisent la croissance de la myriophylle en épi (*Myriophyllum spicatum* L.) (MacIsaac, 1996). Cette plante aquatique envahissante a probablement été introduite délibérément en 1942 dans un étang à Washington (DC) (Couch et Nelson, 1985). De là, elle s'est propagée à la plupart des régions des États-Unis et en Colombie-Britannique, en Ontario et au Québec grâce aux courants, au commerce de matériel d'aquariophilie et aux canots à moteur (Westbrooks, 1998). En raison de son impact direct, la myriophylle en épi est considérée comme l'une des plantes aquatiques introduites les plus nuisibles en Amérique du Nord. Pis encore, elle favorise la prolifération de la moule zébrée en lui fournissant des substrats additionnels pour se fixer (Lewandowski, 1982) et en assurant sa propagation d'un plan d'eau à l'autre (Johnson et Carlton, 1996). Le mutualisme liant deux envahisseurs peut donc contribuer à exacerber l'impact de chacun.

Les effets indirects entre espèces sont très diversifiés (Menge, 1995), et nombre d'entre eux favorisent la prolifération d'une ou de plusieurs des espèces en interaction. L'étude de ces mécanismes ne fait que débuter, mais plusieurs exemples ont déjà été observés outre ceux qui ont été documentés antérieurement (Simberloff et

Von Holle, 1999). L'extrême diversité des mécanismes d'interaction interspécifique donne à croire que ce type d'impact est fréquent et diversifié.

Temps de réponse, pullulations et effondrements des populations

Souvent, une espèce exotique demeure « silencieuse » dans son environnement d'adoption pendant des décennies, parfois même plus longtemps, avant de proliférer au point de devenir un véritable fléau (Mack *et al.*, 2000). En Floride, le figuier *Ficus microcarpa* en attente de sa guêpe pollinisatrice constitue un excellent exemple. Le cas du *Spartina alterniflora* Loisel. en Angleterre en est un autre. L'exemple le plus spectaculaire est probablement celui d'un champignon japonais, l'*Entomophaga maimaiga* Humber, Shimazu et Soper, introduit aux États-Unis en 1910–1911 pour lutter contre la spongieuse. Après être demeuré invisible pendant 79 ans, le champignon a refait surface en 1989, et il a aujourd'hui un impact déterminant sur les populations de spongieuse dans le nord-est des États-Unis (Hajek *et al.*, 1995; Hajek, 1997).

Bien que les facteurs à l'origine d'un tel temps de réponse soient parfois évidents (par exemple, le cas du figuier en attente de sa guêpe pollinisatrice en Floride), ils demeurent souvent mystérieux (Williamson, 1996; Mack *et al.*, 2000). L'hypothèse d'une nouvelle mutation a souvent été invoquée, mais elle a rarement été confirmée. Le fait que la souche produite en aquarium de l'algue *Caulerpa taxifolia* soit résistante au froid et donc capable de survivre à l'hiver dans le nord-est de la Méditerranée, alors que les populations naturelles ne présentent pas cette résistance, prouve cependant que les mutations peuvent produire un génotype envahissant (Meinesz, 1999). Toutefois, l'invasion initiale qui a suivi l'introduction de la souche provenant du Musée océanographique de Monaco dans l'environnement s'est produite rapidement (Meinesz, 1999). L'augmentation soudaine des effectifs d'une espèce exotique jusque-là inoffensive peut également résulter de modifications subtiles des conditions biotiques ou abiotiques dans l'environnement. Elle peut aussi découler d'un aspect singulier du mode de croissance de cette population qui, lorsque conjugué à aux particularités du point d'infestation initial, fait en sorte que cette population augmente lentement ou demeure stable pendant une longue période avant d'exploser subitement (van den Bosch *et al.*, 1992; Kowarik, 1995; Mack *et al.*, 2000). On ignore combien d'invasions se déclarent après un délai, mais l'examen de certains cas bien documentés donne à croire que l'impact d'une espèce introduite peut changer rapidement et qu'une décision concernant la répression d'une invasion, surtout dans sa phase initiale, doit tenir compte de cette éventualité.

Un phénomène analogue qui a été beaucoup moins étudié, peut-être parce qu'il est moins fréquent, est celui des invasions explosives et catastrophiques qui s'effondrent plutôt rapidement sous l'influence de facteurs inconnus, et qui jouent par la suite un rôle plus effacé, voire imperceptible au sein du biote. L'exemple probablement le plus célèbre est celui l'élodée du Canada (*Elodea canadensis* Michx.) introduite en Angleterre (Arber, 1920; Elton, 1958; Simpson, 1984). Observée pour la première fois dans un étang situé près de la frontière écossaise, l'élodée a rapidement envahi les rivières, les canaux, les fossés et les étangs de la plupart des régions de l'Angleterre pour atteindre son abondance maximale vers 1860. Elle encombrait alors la rivière Cam au point d'empêcher le canotage, et l'on dut ajouter des chevaux pour tirer les péniches. Au moins un baigneur s'est noyé après s'être empêtré dans un herbier. Les pêcheurs ne pouvaient plus déployer leurs filets dans la rivière Trent. Certaines parties de la Tamise étaient devenues impraticables. Puis, soudainement, en l'absence de toute intervention humaine, les effectifs de l'élodée ont chuté à l'échelle de l'Angleterre pour atteindre des niveaux modérés à faibles. À l'époque, l'élodée se reproduisait par voie végétative en Grande-Bretagne, et selon certains auteurs, son déclin serait dû à une forme de sénescence naturelle (Arber, 1920), explication peu plausible, car aucune nouvelle invasion ne s'est produite subséquemment, même après le début de sa reproduction par voie sexuée (Simpson, 1986). Le rôle d'une carence nutritive subtile a également été invoqué en guise d'explication (Elton, 1958), mais cette hypothèse demeure à confirmer.

L'escargot *Achatina fulica* dans plusieurs îles du Pacifique (Mead, 1979) et le crapaud géant (*Bufo marinus* (L.)) en Australie (Freeland, 1986; Freeland *et al.*, 1986) sont d'autres espèces introduites dont les invasions se sont effondrées en peu de temps ou dont les effectifs ont fortement diminué. Bien qu'on ait avancé plusieurs explications possibles, y compris l'action d'agents pathogènes non identifiés ou d'un manque de ressources, ces déclins demeurent aussi mystérieux que celui de l'élodée. En réalité, c'est tout le phénomène de déclin rapide spontané, bien moins étudié que celui des pullulations rapides, qui demeure à élucider. Dans l'état actuel de nos connaissances, il semble toutefois que les déclins subits soient moins fréquents que les proliférations soudaines.

Conclusion

Certaines espèces exotiques ont des répercussions écologiques et économiques considérables. L'altération des habitats, la compétition, la prédation, les maladies et l'hybridation sont les principaux mécanismes qui favorisent l'expression de ces incidences. En outre, certains

envahisseurs peuvent avoir des effets multiples dont l'interaction peut amplifier l'impact de chacun. Enfin, l'effet peut s'intensifier avec le temps, parfois rapidement. Cette énumération de détails de la biologie des espèces envahissantes et la variété et le nombre des exemples cités pourraient inciter le lecteur à penser que toutes les espèces exotiques finissent par devenir de véritables fléaux. En réalité, seule une minorité ont un impact important. En ce qui a trait aux répercussions écologiques, Williamson (1996), citant Williamson et Brown (1986), estime qu'environ 10 % des espèces exotiques parviennent à établir des populations viables dans la nature si la chance leur est donnée (si elles sont relâchées dans la nature), et qu'environ 10 % de ces espèces causeront des problèmes. Un inventaire des plantes envahissantes établies dans des habitats naturels des États-Unis vient appuyer cette affirmation (Lockwood *et al.*, 2001). Aucun inventaire de cette nature n'a été fait pour l'impact économique. Même si la règle du 10 % énoncée précédemment devait trouver une large application, il demeure extrêmement difficile de prédire quelles espèces introduites auront des effets d'envergure et lesquelles demeureront inoffensives (Goodell *et al.*, 2000; Williamson, 2000). Diverses méthodes de prédiction ont été proposées, mais très peu se sont révélées fiables. Et même celles qui se sont révélées fiables s'appliquent généralement à de petits groupes d'espèces, et il y a toujours des exceptions à la règle (Mack *et al.*, 2000). Le pourcentage de faux résultats positifs risque d'être très élevé quelle que soit la méthode de prédiction du danger potentiel des espèces exotiques (Smith *et al.*, 1999). Dès lors, la société pourrait être réticente à accepter le coût économique associé à l'imposition d'une telle méthode comme outil d'aide aux décisions concernant l'autorisation d'introductions délibérées. Même si les écologistes font plus que simplement tenter de deviner quelles espèces introduites auront des conséquences néfastes, force est d'admettre que leurs prédictions seront loin d'être parfaites.

Les conséquences politiques de cette description de l'impact des espèces envahissantes, tout comme le fait qu'il n'existera probablement jamais d'outil fiable permettant de prédire l'effet néfaste de telle ou telle espèce, et de déterminer à l'avance l'ampleur de cet effet, ne sont pas vraiment des questions scientifiques. En tant que scientifiques, ce que nous pouvons faire de mieux est de fournir à la société les données fiables dont elle a besoin pour décider comment intervenir face à un problème donné. Étant donné la portée et les coûts des incidences déjà connues et le fait que nous n'avons certainement pas encore mis au jour tous les problèmes causés par les espèces exotiques et que nous sommes incapables de prédire de façon fiable l'évolution des futures invasions, il m'apparaît évident que nous devons aborder la question des espèces exotiques d'une façon plus prudente et plus globale que nous l'avons fait dans le passé. Ce principe de précaution me semble hautement appropriée dans le cas des invasions planifiées et de la réglementation des voies d'invasion non planifiées (par exemple, eaux de ballast, caisses en bois non traité). Dans le cadre de la Convention des Nations Unies de 1992 sur la diversité biologique, les parties se sont engagées à empêcher d'introduire, à contrôler ou à éradiquer les espèces exotiques qui menacent des écosystèmes, des habitats ou des espèces (article 8 h)). Elles ont en outre reconnu que l'absence de certitudes scientifiques totales ne devait pas être invoquée comme raison pour ne pas intervenir (Glowka et de Klemm, 1996). Quant à savoir si la société prise dans son ensemble décidera de réglementer d'une façon plus stricte le mouvement des organismes vivants, à une époque où le libre échange est pratiquement devenu une religion, cela reste à voir.

Remerciements

L'auteur remercie Sally D. Hacker d'avoir fourni des données de distribution inédites et Mary Tebo d'avoir formulé des commentaires après avoir examiné une version précédente du présent article.

Références

Anderson, T.W. 1974. The chestnut pollen decline as a time horizon in lake sediments in eastern North America. Can. J. Earth Sci. 11:678–685.

Arber, A. 1920. Water plants. A study of aquatic angiosperms. Cambridge University Press, Cambridge, England. Reprint 1963, J. Cramer, Lehre. Reprint 1972, Codicote, Herts, Wheldon & Wesley.

Becker, G.C. 1983. Fishes of Wisconsin. University of Wisconsin Press, Madison, WI.

Bergersen, E.P.; Anderson, D.E. 1997. The distribution and spread of *Myxobolus cerebralis* in the United States. Fisheries (Bethesda) 22(8):6–7.

Bertness, M.D. 1984. Habitat and community modifications by an introduced herbivorous snail. Ecology 65:370–381.

Brenchley, G.A.; Carlton, J.T. 1983. Competitive displacement of native mud snails by introduced periwinkles in the New England intertidal zone. Biol. Bull. (Woods Hole) 165:543–558.

Burgess, G.H. 1980. *Alosa pseudoharengus*, alewife. Page 65 *in* D.S. Lee, C.R. Gilbert, C.H. Hocutt, R.E. Jenkins, D.E. McAllister and J.R. Stauffer, Jr, eds. Atlas of North American freshwater fishes. North Carolina State Museum of Natural History, Raleigh, NC.

Christie, W.J. 1974. Changes in the fish species composition of the Great Lakes. J. Fish. Res. Board Can. 31:827–854.

Civeyrel, L.; Simberloff, D. 1996. A tale of two snails: is the cure worse than the disease? Biodivers. Conserv. 5:1231–1252.

Couch, R.; Nelson, E. 1985. *Myriophyllum spicatum*. Pages 8–18 *in* L. Anderson, ed. Proceedings of the First International Conference on Water Milfoil (*Myriophyllum spicatum*) and Related Haloragaceae Species. Aquatic Plant Management Society, Vicksburg, MS.

Cox, G.W. 1999. Alien species in North America and Hawaii. Impacts on natural ecosystems. Island Press, Washington, DC.

Crooks, J.; Soulé, M.E. 1996. Lag times in population explosions of invasive species: causes and implications. Pages 39–46 *in* O.T. Sandlund, P.J. Schei, and A. Viken, eds. Proceedings Norway/UN Conference on Alien Species. Directorate for Nature Management and Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim, Norway.

Crowder, L.B. 1984. Character displacement and habitat shift in a native cisco in southeastern Lake Michigan: evidence for competition? Copeia 1984(4):878–883.

DeWald, L.; Wilzbach, M.A. 1992. Interactions between native brook trout and hatchery brown trout: effects of habitat use, feeding, and growth. Trans. Am. Fish. Soc. 121:287–296.

Elton, C.S. 1958. The ecology of invasions by animals and plants. Methuen, London. Reprint 2000, University of Chicago Press, Chicago, IL.

Fausch, K.D.; White, R.J. 1981. Competition between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) for positions in a Michigan stream. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38:1220–1227.

Freeland, W.J. 1986. Populations of cane toad, *Bufo marinus*, in relation to time since colonization. Aust. Wildl. Res. 13:321–329.

Freeland, W.J.; Belvinqueir, B.L.J.; Bonnin, B. 1986. Food and parasitism of the cane toad, *Bufo marinus*, in relation to time since colonization. Aust. Wildl. Res. 13:489–499.

Fuller, P.L.; Nico, L.G.; Williams, J.D. 1999. Nonindigenous fishes introduced into inland waters of the United States. Am. Fish. Soc., Bethesda, MD.

Glowka, L.; de Klemm, C. 1996. International instruments, processes, organizations and non-indigenous species introductions: is a protocol to the Convention on Biological Diversity necessary? Pages 211–219 *in* O.T. Sandlund, P.J. Schei, and A. Viken, eds. Proceedings, Norway/UN Conference on Alien Species. Directorate for Nature Management and Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim, Norway.

Goodell, K.; Parker, I.M.; Gilbert, G.S. 2000. Biological impacts of species invasions: implications for policymakers. Pages 87–117 *in* National Research Council (US), Incorporating Science, Economics, and Sociology in Developing Sanitary and Phytosanitary Standards in International Trade. National Academy Press, Washington, DC.

Greenberg, C.H.; Crownover, S.H.; Gordon, D.R. 1997. Roadside soils: a corridor for invasion of xeric scrub by nonindigenous plants. Nat. Areas J. 17:99–109.

Hajek, A.E. 1997. Fungal and viral epizootics in gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae) populations in central New York. Biol. Control 10:58–68.

Hajek, A.E.; Humber, R.A.; Elkinton, J.S. 1995. The mysterious origins of *Entomophaga maimaiga* in North America. Am. Entomol. 41:31–42.

Johnson, L.E.; Carlton, J.T. 1996. Post-establishment spread in large-scale invasions: dispersal mechanisms of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. Ecology 77:1686–1690.

Kauffman, S.; McKey, D.B.; Hossaert-McKey, M.; Horvitz, C.C. 1991. Adaptations for a two-phase seed dispersal system involving vertebrates and ants in a hemiepiphytic fig (*Ficus microcarpa*: Moraceae). Am. J. Bot. 78: 971–977.

Kerr, S.J.; Grant, R.E. 2000. Ecological impacts of fish introductions: evaluating the risk. Fish and Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, ON.

Kindler, S.D.; Springer, T.L. 1989. Alternate hosts of Russian wheat aphid (Homoptera: Aphididae). J. Econ. Entomol. 82:1358–1362.

Kowarik, I. 1995. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. Pages 15–38 *in* P. Pysek, K. Prach, M. Rejmánek, and M. Wade, eds. Plant invasions: general aspects and special problems. SPB Academic Publishing, Amsterdam.

Leary, R.F.; Allendorf, F.W.; Forbes, S.H. 1993. Conservation genetics of bull trout in the Columbia and Klamath River drainages. Conserv. Biol. 7:856–865.

Lewandowski, K. 1982. The role of early developmental stages in the dynamics of *Dreissena polymorpha* (Pall.) (Bivalvia) populations in lakes. II. Settling of larvae and the dynamics of numbers of settled individuals. Ekol. Pol. 30:223–286.

Liebhold, A.M.; Gottschalk, K.W.; Mason, A.; Bush, R.R. 1997. Forest susceptibility to the gypsy moth. J. For. 95(5):20–24.

Liebhold, A.M.; MacDonald, W.L.; Bergdahl, D.; Mastro, V.C. 1996. Invasion by exotic forest pests: a threat to forest ecosystems. For. Sci. Monogr. 30:1–49.

Lockwood, J.L.; Simberloff, D.; McKinney, M.L.; Von Holle, B. 2001. How many, and which, plants will invade natural areas? Biol. Invasions 3:1–8.

Lubchenco, J. 1983. *Littorina* and *Fucus*: effects of herbivores, substratum heterogeneity and plant escape during succession. Ecology 64:1116–1123.

Lubchenco, J.; Menge, B.A. 1978. Community development and persistence in a low rocky intertidal zone. Ecol. Monogr. 48:67–94.

MacIsaac, H.J. 1996. Potential abiotic and biotic impacts of zebra mussels on inland waters of North America. Am. Zool. 36:287–299.

Mack, M.C.; D'Antonio, C.M. 1998. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. Trends Ecol. Evol. 13:195–198.

Mack, R.N.; Simberloff, D.; Lonsdale, W.M.; Evans, H.; Clout, M.; Bazzaz, F.A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. Ecol. Appl. 10:689–710.

Markiw, M.E. 1992. Salmonid whirling disease. US Fish and Wildlife Service, Fish and Wildlife Leaflet 17, Washington, DC.

McKey, D.B.; Kauffman, S.C. 1991. Naturalization of exotic *Ficus* species (Moraceae) in south Florida. Pages 221–236 *in* T.D. Center, R.F. Doren, R.L. Hofstetter, R.L. Myers, and L.D. Whiteaker, eds. Proceedings of the Symposium on Exotic Pest Plants. US Department of the Interior/National Park Service, Washington, DC.

Mead, A.R. 1979. Economic malacology: with particular reference to *Achatina fulica*. *In* V. Fretter, J. Fretter, and J. Peake, eds. Pulmonates. Vol. 2B. Academic Press, London.

Meinesz, A. 1999. Killer algae. University of Chicago Press, Chicago, IL.

Menge, B.A. 1995. Indirect effects in marine rocky intertidal interaction webs: patterns and importance. Ecol. Monogr. 65:21–74.

Miller, R.R.; Williams, J.D.; Williams, J.E. 1989. Extinctions of North American fishes during the past century. Fisheries (Bethesda) 14(6):22–38.

Niemelä, P.; Mattson, W.J. 1996. Invasion of North American forests by European phytophagous insects. BioScience 46:741–753.

Obrycki, J.J.; Elliott, N.C.; Giles, K.L. 2000. Coccinellid introductions: Potential for an evaluation of non-target effects. Pages 127–145 *in* P.A. Follett and J.J. Duan, eds. Nontarget effects of biological control. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA.

Opler, P.A. 1979. Insects of American chestnut: Possible importance and conservation concern. Pages 83–85 *in* W. McDonald, ed. The American Chestnut Symposium. University of West Virginia Press, Morgantown, WV.

Perrings, C. 2000. The economics of biological invasions. Pages 34–45 *in* G. Preston, G. Brown, and E. van Wyk, eds. Symposium Proceedings. Best management practices for preventing and controlling invasive alien species. The Working for Water Programme, Cape Town.

Petraitis, P.S. 1983. Grazing patterns of the periwinkle and their effect on sessile intertidal organisms. Ecology 64:522–533.

Pimentel, D.; Lach, L.; Zuniga, R.; Morrison, D. 2000. Environmental and economic costs of non-indigenous species in the United States. BioScience 50:53–65.

Rhymer, J.; Simberloff, D. 1996. Extinction by hybridization and introgression. Annu. Rev. Ecol. Syst. 27:83–109.

Ricciardi, A.; Neves, R.J.; Rasmussen, J.B. 1998. Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionida) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. J. Anim. Ecol. 67:613–619.

Ricciardi, A.; Whoriskey, F.G.; Rasmussen, J.B. 1997. The role of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in structuring macroinvertebrate communities on hard substrate. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54:2596–2608.

Robbins, J. 1996. Trouble in fly fishermen's paradise. The New York Times, 23 August 1996, p. A7.

Samuels, S.H. 2000. Alien earthworms' offspring thrive, and alter soil. The New York Times, 29 August 2000, p. D1–D2.

Schmitz, D.C.; Simberloff, D.; Hofstetter, R.H.; Haller, W.; Sutton, D. 1997. The ecological impact of nonindigenous plants. Pages 39–61 *in* D. Simberloff, D.C. Schmitz, and T.C. Brown, eds. Strangers in paradise. Impact and management of nonindigenous species in Florida. Island Press, Washington, DC.

Simberloff, D. 2000. Nonindigenous species—a global threat to biodiversity and stability. Pages 325–334 *in* P.H. Raven, ed. Nature and Human Society. National Academy Press, Washington, DC.

Simberloff, D.; Von Holle, B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? Biol. Invasions 1:21–32.

Simpson, D.A. 1984. A short history of the introduction and spread of *Elodea* Michx. in the British Isles. Watsonia 15:1–9.

Simpson, D.A. 1986. Taxonomy of *Elodea* Michx. in the British Isles. Watsonia 16:1–14.

Smith, C.S.; Lonsdale, W.M.; Fortune, J. 1999. When to ignore advice: invasion predictions and decision theory. Biol. Invasions 1:89–96.

Smith, S.H. 1970. Species interactions of the alewife in the Great Lakes. Trans. Am. Fish. Soc. 99:754–765.

Sorensen, P.W.; Cardwell, J.R.; Essington, T.; Weigel, D.E. 1995. Reproductive interactions between sympatric brook and brown trout in a small Minnesota stream. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52:1958–1965.

Stone, C.P.; Taylor, D.D. 1984. Status of feral pig management and research in Hawaii Volcanoes National Park. Proceedings of the Hawaii Volcanoes National Park Natural Science Conference 5:106–117. Hilo, Hawaii.

Strayer, D.L.; Caraco, N.F.; Cole, J.J.; Findlay, S.; Pace, M.L. 1999. Transformation of freshwater ecosystems by bivalves. BioScience 49:19–27.

Thompson, J.D. 1991. The biology of an invasive plant. BioScience 41:393–401.

US Congress, Office of Technology Assessment. 1993. Harmful non-native species in the United States. OTA-F-565, US Government Printing Office, Washington, DC.

van den Bosch, F.; Hengeveld, R.; Metz, J.A.J. 1992. Analyzing the velocity of animal range expansion. J. Biogeogr. 19:135–150.

Vitousek, P. 1986. Biological invasions and ecosystem properties: Can species make a difference? Pages 163–176 *in* H.A. Mooney and J.A. Drake, eds. Ecology of biological invasions of North America and Hawaii. Springer-Verlag, New York, NY.

Vivrette, N.J.; Muller, C.H. 1977. Mechanism of invasion and dominance of coastal grassland by *Mesembryanthemum crystallinum*. Ecol. Monogr. 47:301–318.

von Broembsen, S.L. 1989. Invasions of natural ecosystems by plant pathogens. Pages 77–83 *in* J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek, and M. Williamson, eds. Biological Invasions: A Global Perspective. Scope 37. John Wiley & Sons, New York, NY.

Wells, L. 1970. Effects of alewife predation on zooplankton populations in Lake Michigan. Limnol. Oceanogr. 15:556–565.

Westbrooks, R.G. 1998. Invasive plants, changing the landscape of America: Fact book. Federal Interagency Committee for the Management of Noxious and Exotic Weeds, Washington, DC.

Wilcove, D.S.; Rothstein, D.; Dubow, J.; Phillips, A.; Losos, E. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. BioScience 48:607–615.

Wilcove, D.S.; Rothstein, D.; Dubow, J.; Phillips, A; Losos, E. 2000. Leading threats to biodiversity. Pages 239–254 *in* B.A. Stein, L.S. Kutner, and J.S. Adams, eds. Precious heritage. The status of biodiversity in the United States. Oxford University Press, Oxford.

Williamson, M. 1996. Biological Invasions. Chapman & Hall, London.

Williamson, M. 2000. The ecology of invasions. Pages 56–65 *in* G. Preston, G. Brown, and E. van Wyk, eds. Best management practices for preventing and controlling invasive alien species. Symposium Proceedings. The Working for Water Programme, Cape Town.

Williamson, M.; Brown, K.C. 1986. The analysis and modelling of British invasions. Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci. 314:505–522.

Woodward, S.A.; Vitousek, P.M.; Matson, K.; Hughes, F.; Benvenuto, K.; Matson, P.A. 1990. Use of the exotic tree *Myrica faya* by native and exotic birds in Hawaii Volcanoes National Park. Pac. Sci. 44:88–93.

Yamada, S.B.; Mansour, R.A. 1987. Growth inhibition of native *Littorina saxatilis* (Olivi) by introduced *L. Littorea* (L.). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 105:187–196.

Zobel, D.B.; Roth, L.F.; Hawk, G.M. 1985. Ecology, pathology, and management of Port Orford cedar (*Chamaecyparis lawsoniana*). General Technical Report PNW–184. US Forest Service, Portland, OR.

Photo accompagnant le titre du chapitre : L'escargot prédateur *Euglandina rosea*. Photo de Ron Heu, Département de l'Agriculture de l'État d'Hawaii, Honolulu (HI).

Deuxième partie Espèces exotiques au Canada : état des lieux

L'insuffisance du financement des activités de recherche et de surveillance relatives aux espèces exotiques et la division arbitraire par le gouvernement des responsabilités à l'égard de ces espèces ont contribué à l'important manque de données exactes sur le nombre total d'envahisseurs dans les différentes régions biogéographiques du Canada et sur leurs effets écologiques et socio-économiques. Les articles de la deuxième partie cherchent à répondre à deux grandes questions : combien d'espèces exotiques ont établi des populations viables dans une partie donnée ou un type d'écosystème donné du pays et comment ces espèces y sont-elles entrées? quels changements certaines de ces espèces ont-elles produits dans leur nouvel environnement et quelle a été l'ampleur de ces changements?

L'« invasibilité » des divers milieux et leur accessibilité aux espèces étrangères sont des facteurs qui déterminent le nombre d'espèces envahissantes. Environ 25 % des quelque 5 800 espèces végétales du Canada viennent de l'étranger, d'Europe ou d'Eurasie pour la plupart. La majorité prospèrent dans les habitats perturbés, comme les bords de route et les champs cultivés. Moins de 10 % de ce pourcentage (quelque 120 à 160 espèces) peuvent envahir des habitats naturels. Certaines ont formé des populations denses en milieu urbain puis se sont propagées dans les écosystèmes naturels adjacents. C'est le cas, par exemple, de la salicaire, de l'alliaire officinale, de l'hydrocharide grenouillette ainsi que du nerprun carthartique et du nerprun bourdaine.

Les forêts du Canada abritent quelque 180 espèces d'insectes exotiques qui affectionnent les plantes ligneuses, environ 30 espèces de plantes vasculaires exotiques envahissantes, quelques vers de terre exotiques et au moins 5 champignons exotiques qui causent des maladies généralisées chez les arbres.

Notre bassin hydrographique le plus vaste et le plus important sur le plan économique, celui des Grands Lacs et du Saint-Laurent, est l'hôte de 163 espèces introduites au cours des deux derniers siècles, dont la moule zébrée et le gobie arrondi, deux envahisseurs de sinistre réputation. Des analyses révèlent que le transfert vers l'aval d'organismes déjà établis ailleurs favorise la propagation dans le fleuve de nouvelles espèces exotiques.

Relativement peu d'espèces exotiques aquatiques — environ 15 espèces de poissons et d'invertébrés d'eau douce — ont colonisé les eaux et les milieux humides du Manitoba et de la Saskatchewan. Toutefois, il existe de nombreuses voies d'entrée potentielles, comme l'agriculture, l'exploitation des forêts ainsi que le commerce des plantes et animaux d'aquarium et des produits horticoles. Le risque d'introductions accidentelles à cause du transport d'espèces par des bateaux de plaisance et de la libération d'appâts vivants par les pêcheurs sportifs est particulièrement préoccupant.

Le détroit de Georgia, sur la côte du Pacifique, renferme 118 espèces exotiques établies; ce sont surtout des invertébrés, des algues et des plantes vasculaires, mais on y trouve aussi quelques espèces de poissons et d'oiseaux et un mammifère. Bon nombre de ces espèces se sont frayé un chemin vers le détroit en accompagnant des huîtres introduites intentionnellement, tandis que d'autres ont emprunté d'autres voies, comme l'eau de lest, des salissures de coques de bateaux et le commerce de plantes et d'animaux d'aquarium. Il se peut que certaines aient simplement étendu leur aire de répartition, et, pour quelques-unes, on ne peut déterminer avec certitude si elles sont indigènes ou non. Cinq espèces d'algues fixées et une douzaine d'invertébrés vivant sur le fond ont envahi les eaux du littoral atlantique canadien depuis le début du XIXe siècle. Selon toute probabilité, leurs vecteurs d'entrée étaient les coques et l'eau de lest de navires. Leur nombre est relativement peu élevé par rapport à ce qu'on observe dans d'autres régions du monde.

Quels changements ces espèces ont-elle façonnés dans notre pays? Certaines plantes exotiques envahissantes qui peuvent former des peuplements monospécifiques denses ont contribué au déclin de plantes rares et à l'altération d'habitats peu communs. Au Canada, c'est surtout dans la zone floristique carolinienne du Sud-Ouest de l'Ontario, l'écozone des Prairies ainsi que l'écozone Maritime du Pacifique et l'écozone de la Cordillère montagnarde que ce genre d'impact s'est manifesté le plus.

Dans nos forêts, ce sont peut-être les champignons pathogènes exotiques qui ont produit les effets les plus importants. Ces organismes causant des maladies ont transformé la composition des forêts en faisant pratiquement disparaître les essences jadis dominantes, telles que l'orme d'Amérique et le châtaignier d'Amérique. Certains des insectes exotiques qui se nourrissent de plantes ligneuses ont également entraîné des changements rapides sur de vastes étendues dans nos forêts naturelles.

On sait que la carpe et la salicaire ont causé des dommages dans des écosystèmes aquatiques et des milieux humides au Manitoba, mais on possède moins d'information sur les effets dans cette province d'autres espèces exotiques aquatiques, comme l'éperlan arc-en-ciel et le bar blanc. Le long de la côte atlantique

du Canada, certains des envahisseurs exotiques ont eu des répercussions majeures, parfois même dévastatrices, sur des communautés indigènes et la récolte d'espèces commerciales. Deux de ceux-ci ont perturbé la dynamique oursins-algues brunes et modifié l'écosystème infralittoral.

On ne peut établir un bilan clair des mesures prises pour prévenir ou atténuer les effets des espèces exotiques au Canada. Les auteurs se sont surtout attachés à cerner les besoins et les lacunes. À l'heure actuelle, les autorités fédérales et provinciales suivent une approche fondée sur une « liste noire » en ce qui concerne les introductions intentionnelles, à savoir qu'elles interdisent l'importation des espèces dont les effets négatifs, ici ou ailleurs, sont connus. D'aucuns sont d'avis qu'il vaudrait mieux autoriser l'entrée des seules espèces dont on a prouvé l'effet négligeable, c'est-à-dire l'approche de la « liste blanche ». Il faudrait alors évaluer les demandes d'introduction ou de transfert d'organismes en fonction d'études scientifiques indépendantes.

D'autres besoins sont perçus : un programme national financé adéquatement qui assurerait la protection de certaines zones naturelles ainsi que d'habitats et d'espèces rares contre les effets de l'introduction d'espèces exotiques; une capacité de surveillance des insectes, des maladies et des mauvaises herbes et une capacité taxonomique d'identifier les espèces exotiques; et des mesures strictes, avec surveillance adéquate, pour lutter contre les futures introductions d'espèces exotiques dans les principaux bassins hydrographiques et réduire les transferts d'espèces à l'intérieur des bassins et d'un bassin à l'autre.

Comme les voies d'entrée des espèces exotiques sont multiples dans les eaux côtières, il est difficile de mettre en œuvre des mesures efficaces et généralisées pour prévenir les introductions de nouvelles espèces ou les réduire au maximum. Toutefois, il existe maintenant au pays des directives nationales sur la gestion des eaux de lest qui pourraient déboucher sur un régime de réglementation en cette matière pour l'ensemble des eaux canadiennes.

Propagation et impact des plantes exotiques dans les paysages du Canada

Erich Haber

Il est aujourd'hui reconnu que la propagation à grande échelle des espèces introduites (c.-à-d. non indigènes) constitue une menace grave pour la biodiversité mondiale et pour les écosystèmes naturels (Usher, 1988; Clout, 1995; Pimm *et al.*, 1995). En Amérique du Nord, on dépense des milliards de dollars chaque année pour l'épandage de pesticides, les programmes de lutte biologique et les autres mesures visant à atténuer l'impact des espèces exotiques nuisibles d'importance économique. Par comparaison, peu de fonds sont affectés à la lutte contre les espèces envahissantes dont l'effet se fait plutôt sentir sur les écosystèmes naturels et sur les espèces en péril. On sait pourtant que les espèces exotiques menacent gravement les écosystèmes naturels. Dans certains cas, les espèces exotiques en viennent à former des populations pures sur de vastes superficies, faisant ainsi obstacle au cours normal de la succession naturelle et à l'établissement des espèces indigènes. Plusieurs auteurs, dont Musil (1993) ainsi que Meyer et Florence (1996), ont fourni des exemples précis de telles répercussions sur les plantes indigènes. La prolifération des espèces envahissantes peut même modifier certaines caractéristiques du milieu, comme l'inflammabilité (Anable *et al.*, 1992), le taux d'assimilation du carbone (LeMaitre *et al.*, 1996), la teneur du sol en éléments nutritifs (Vitousek et Walker, 1989) ainsi que l'aptitude à servir d'habitat pour les espèces animales indigènes (Steenkamp et Chown, 1996).

Dans presque tous les cas, la dispersion d'espèces végétales depuis leur aire naturelle vers de nouveaux territoires est attribuable aux activités humaines, que cette introduction soit délibérée ou accidentelle. Certaines mauvaises herbes européennes communes dans les champs cultivés et les autres terrains perturbés, comme le plantain majeur (*Plantago major* L.), sont si adaptables et si faciles à disperser qu'elles ont aujourd'hui une répartition essentiellement mondiale, étant présentes dans au moins 50 pays (Holm *et al.*, 1977). En Amérique, on s'est aperçu très tôt que la dispersion de certaines mauvaises herbes communes était attribuable à l'arrivée des colons européens. On rapporte en effet que dès 1687, en Virginie, les autochtones appelaient le plantain majeur (figure 1), « pied d'Anglais », parce que cette plante semblait suivre les nouveaux arrivants à la trace partout où ils fondaient une nouvelle colonie (Reader's Digest, 1986).

Au Canada, le premier document à traiter des mauvaises herbes d'importance économique remonte à au moins 1911, lorsque le ministère de l'Agriculture publia un bulletin à ce sujet dans le cadre de la *Loi sur les semences* (voir Ministère de l'Agriculture, 1936). Par la suite, plusieurs publications, dont celles de Frankton et Wright (1958), Montgomery (1956) ainsi que Rousseau (1968), ont mis l'accent sur les mauvaises herbes ayant une importance pour le Canada ou une de ses provinces. La série *La biologie des mauvaises herbes du Canada*, lancée en 1973 dans la *Revue canadienne de phytotechnie*, traite exclusivement des mauvaises herbes d'importance agricole. Elle fournit toutefois beaucoup d'information détaillée sur des plantes exotiques dont on sait maintenant qu'elles envahissent également les habitats naturels.

Même si l'introduction de plantes exotiques en Amérique du Nord a débuté il y a fort longtemps, on n'a commencé qu'assez récemment à déterminer lesquelles de ces espèces sont nuisibles aux écosystèmes indigènes du Canada et de l'ensemble de l'Amérique du Nord. Le document intitulé *Plantes envahissantes des habitats naturels du Canada* (White *et al.*, 1993) a été à cet égard une publication phare du Service canadien de la faune, un organisme d'Environnement Canada. En effet, par la suite, Environnement Canada et certaines organisations non gouvernementales ont appuyé

Figure 1. Plantain majeur. Illustration gracieusement fournie par Agriculture et Agroalimentaire Canada.

une série de mesures en vue de compiler l'information existant sur les plantes envahissantes d'importance nationale. Parmi les projets ainsi appuyés par le gouvernement fédéral, mentionnons le projet Invasive Plants of Canada (IPCAN), dont le site Web (http://infoweb.magi.com/~ehaber/ipcan.html) présente les résultats de relevés nationaux, des fiches d'information sur les principales plantes envahissantes, des rapports sur certaines activités locales ainsi que des alertes relatives à la découverte de nouvelles espèces exotiques.

Importance relative des plantes exotiques dans les flores du Canada

La flore du Canada comprend environ 5 800 taxons de plantes vasculaires, y compris les hybrides, les taxons infraspécifiques et les espèces exotiques naturalisées (base de données de la Société canadienne pour la conservation de la nature et base de données en cours d'élaboration par Luc Brouillet [comm. pers.]). Selon le nombre d'espèces exotiques jugées naturalisées et le nombre d'hybrides naturels et de taxons infraspécifiques considérés comme étant indigènes, la proportion de la flore canadienne que représentent les espèces exotiques se situe entre 20 et 27 % environ. Par ailleurs, le nombre d'espèces exotiques poussant dans les diverses régions et provinces du Canada dépend des divers facteurs influant sur l'introduction et la propagation de ces espèces, comme le climat, la diversité des zones floristiques et des habitats, la proportion du territoire consacrée à l'agriculture, la diversité des pratiques agricoles, la densité des voies de transport, de communication et de transport d'énergie, l'abondance des lacs et cours d'eau, la densité des agglomérations et la taille des populations humaines.

Une grande province comme l'Ontario, dont la superficie terrestre est de 1 068 582 km^2, recoupant plusieurs zones floristiques et supportant une agriculture diversifiée dans sa partie méridionale, possède une flore d'environ 3 340 taxons, si on compte les sous-espèces et les variétés (Newmaster *et al.*, 1998). Cette flore comprend près de 1 100 taxons exotiques, soit environ 32 % de la flore, ce qui est une proportion bien supérieure à celle observée pour l'ensemble du Canada. À l'échelle locale, lorsqu'on fait un relevé floristique des champs abandonnés, des terrains perturbés ou du bord des routes, on obtient une proportion de taxons exotiques encore plus grande. Le sud de la province, et en particulier le sud-ouest, ne conserve plus qu'une infime partie des forêts mixtes et décidues qui couvraient autrefois le territoire. Cette partie de la province, comme tout le reste de l'écozone des Plaines à forêts mixtes (Groupe de travail sur la stratification écologique, 1996), est devenue une véritable terre d'accueil pour les plantes exotiques. De vastes superficies ont été mises en culture là où se trouvaient des forêts à sol riche, parsemées d'îlots de prairie à grandes graminées et de milieux humides. Environ la moitié de la population canadienne vit maintenant dans ce territoire s'étendant entre les villes de Windsor et de Québec.

L'Alberta, dont la superficie est de seulement 661 185 km^2 (62 % de celle de l'Ontario), possède une flore beaucoup moins diverse, constituée d'environ 1 775 espèces (Moss, 1983). Les taxons exotiques y sont aussi moins nombreux et ne représentent qu'environ 19 % de la flore. Cette proportion plus faible de taxons exotiques, par rapport à l'Ontario, pourrait s'expliquer par la présence de grandes superficies de forêts coniféniennes montagnardes ou boréales relativement peu perturbées, ainsi que par un climat plus nordique et plus continental, par une agriculture moins diversifiée et par un moins grand nombre de villes pouvant servir de foyers locaux pour l'établissement de plantes exotiques. Cependant, même si l'Alberta compte moins de plantes exotiques que l'Ontario, certaines de celles-ci ont eu une incidence considérable sur ce qui reste des prés et prairies indigènes. On a même procédé à des lâchers d'insectes (Haber, 2000) pour mener une lutte biologique à certaines fleurs sauvages exotiques, comme l'euphorbe ésule (*Euphorbia esula* L.), la cynoglosse officinale (*Cynoglossum officinale* L.), la linaire à feuilles larges (*Linaria genistifolia* (L.) Miller ssp. *dalmatica* (L.) Maire et Petitmengin), la linaire vulgaire (*L. vulgaris* Miller) et la centaurée maculée (*Centaurea maculosa* Lam.). Par ailleurs, certaines graminées exotiques, comme l'agropyre à crête (*Agropyron cristatum* (L.) Gaertn.), le brome inerme (*Bromus inermis* Leyss.) et le pâturin des prés (*Poa pratensis* L.), sont devenues si envahissantes qu'elles constituent une menace grave pour les prairies à fétuques (*Festuca* spp.) indigènes (Haber, 1996; Haber, 2000).

Au Canada atlantique, une petite province côtière comme la Nouvelle-Écosse, ayant une superficie terrestre de seulement 55 491 km^2, possède pourtant une flore d'environ 2 000 plantes vasculaires, dont environ 20 % sont exotiques (Roland et Smith, 1969). Cette province est une des plus anciennes zones de colonisation au Canada. Sa flore comprend des espèces typiques de plusieurs zones floristiques : espèces arctiques-alpines et boréales; espèces très répandues dans le nord-est de l'Amérique du Nord; espèces des forêts décidues riches, qui seraient davantage caractéristiques du sud de l'Ontario, du sud-ouest du Québec ou des Alleghanys, aux États-Unis; espèces à répartition disjointe, présentes dans le sud-ouest de la province mais communes uniquement beaucoup plus au sud, le long de la côte atlantique des États-Unis; plantes des rivages maritimes, répandues à l'échelle de la planète. Les mauvaises herbes communes se rencontrent dans toute la province.

Certaines poussent surtout le long des voies ferrées, et bon nombre ont été introduites depuis l'Ouest canadien avec le grain et les aliments destinés au bétail (Roland et Smith, 1969). Par ailleurs, certaines espèces exotiques, comme l'angélique sauvage (*Angelica sylvestris* L.), se sont établies dans les grands ports de Sydney et de Louisbourg et se sont propagées à partir de ces villes le long des fossés humides bordant les routes.

Caractéristiques des plantes exotiques

La majorité des plantes exotiques présentes au Canada proviennent de l'Europe ou de l'ouest de l'Asie et poussent principalement dans les milieux perturbés, comme au bord des chemins et dans les champs cultivés. Ces espèces peuvent devenir des mauvaises herbes lorsqu'elles sont en compétition avec les plantes cultivées. Dans d'autres cas, elles peuvent provoquer des réactions allergiques ou des empoisonnements. Plusieurs de ces plantes nuisibles peuvent ainsi causer des pertes économiques considérables. L'expression « espèce exotique », bien qu'elle s'applique habituellement à des plantes originaires d'autres pays, peut aussi s'appliquer à des plantes indigènes d'autres régions du Canada, comme l'érable à Giguère (*Acer negundo* L.), qui se sont propagées bien au-delà de leur aire naturelle, principalement en raison des activités humaines.

De nombreuses espèces exotiques, dont la plupart des graminées envahissantes, sont des plantes vivaces qui se multiplient par voie végétative, formant ainsi de grands clones de sujets génétiquement identiques (ramets) et adaptés aux conditions locales. Le tussilage pas-d'âne (*Tussilago farfara* L.) est un bon exemple de fleur sauvage exotique vivace. Cette espèce européenne est utilisée comme remède traditionnel contre le rhume. Elle produit de longs rhizomes qui lui permettent de coloniser rapidement les terrains perturbés et même des substrats aussi peu accueillants que les collines de coke, comme on l'a observé dans un site industriel de Sydney, en Nouvelle-Écosse (figure 2). Certaines espèces, comme l'euphorbe ésule, possèdent un latex laiteux à goût désagréable; d'autres, comme le chardon vulgaire (*Cirsium vulgare* (Savi) Ten.), ont des épines qui les protègent en partie des herbivores. De nombreuses plantes exotiques ne rencontrent aucun insecte ravageur ni agent pathogène dans leur pays d'adoption. Certaines hébergent par contre des insectes s'attaquant aux plantes cultivées, ou servent d'hôte intermédiaire pour des agents pathogènes nuisibles à ces plantes. Notons enfin que les plantes envahissantes présentent une grande diversité de types et de cycles biologiques : plantes aquatiques et terrestres; arbres, arbustes, lianes et plantes herbacées; espèces annuelles, bisannuelles et vivaces.

Les plantes envahissantes sont des plantes exotiques capables d'établir des populations dans les milieux naturels et d'y livrer une compétition efficace aux espèces indigènes, allant souvent jusqu'à leur nuire ou même à les éliminer de ces milieux. Moins de 10 % des plantes exotiques se sont révélées envahissantes dans les milieux naturels. Ces espèces affichent en fait les mêmes combinaisons de caractères que les mauvaises herbes communes. Elles poussent rapidement dans une vaste gamme de conditions climatiques et édaphiques. Certaines, comme l'alliaire officinale (*Alliaria petiolata* (Bieb.) Cavara et Grande), passent l'hiver à l'état de rosette et commencent à fleurir et à produire des graines dès le début du printemps, avant même que n'ait débuté la croissance de nombreuses espèces indigènes. La plupart des plantes envahissantes produisent une abondance de graines, qui possèdent souvent des structures facilitant leur dispersion. C'est le cas du dompte-venin de Russie (*Cynanchum rossicum* (Kleopov) Borhidi) (figure 3), dont la graine possède une longue aigrette velue. Souvent, les graines des mauvaises herbes peuvent demeurer viables de nombreuses années, lorsqu'elles sont

Figure 2. Colonie de tussilage pas-d'âne sur un amoncellement de poussière de coke, à Sydney, en Nouvelle-Écosse.

Figure 3. Masse enchevêtrée de dompte-venin, dont les capsules ouvertes sont en train de libérer leurs graines à aigrette plumeuse facilement emportées par le vent. Photo gracieusement fournie par Stephen Smith.

enfouies dans le sol. Les graines du genêt à balais (*Cytisus scoparius* (L.) Link.), par exemple, restent viables plus de 80 ans si elles sont entreposées dans les conditions voulues (Hoshovsky, 1986).

Une espèce peut être une simple mauvaise herbe dans une partie du pays et devenir carrément envahissante dans une autre région. Ainsi, certaines graminées et autres plantes fourragères exotiques, comme les mélilots, sont généralement considérées comme des mauvaises herbes dans l'est du Canada, où elles poussent surtout le long des chemins, dans les pâturages et dans d'autres milieux perturbés créés par la destruction des écosystèmes forestiers présents au moment de la colonisation. Dans l'Ouest canadien, ces plantes fourragères sont manifestement envahissantes, et leurs peuplements purs dominent de grandes superficies autrefois occupées par la prairie indigène. Ces quelques exemples montrent combien il est important de restreindre et de surveiller étroitement l'introduction et la propagation des espèces exotiques, si l'on souhaite réduire le plus possible leur incidence sur les milieux naturels.

Fait intéressant, certaines espèces exotiques se sont naturalisées dans de vastes régions de leur pays d'adoption sans avoir d'effet négatif visible sur la flore indigène. Une de ces espèces est l'épipactis petit-hellébore (*Epipactis helleborine* (L.) Crantz), orchidée européenne introduite en Amérique du Nord avant 1879 (Correll, 1978). Bien que cette espèce soit aujourd'hui répandue dans tout l'est de l'Amérique du Nord, dans les forêts mixtes et décidues relativement naturelles, elle n'y forme pas de grandes colonies, même dans les endroits les plus propices. Elle tend plutôt à pousser isolément ou en petits groupes. Soper et Murray (1985) ont cartographié l'expansion de l'espèce en Ontario. Cependant, tout comme les mauvaises herbes communes, cette orchidée est aussi capable de prospérer dans des milieux inhabituels, comme les pelouses des villes et les vergers.

Figure 4. Colonie d'armoise de Steller sur une arrière-plage de la côte atlantique.

Origine et dispersion des plantes exotiques

L'introduction de plantes exotiques en Amérique du Nord a commencé avec l'arrivée des premiers Européens. Les navires qui amenaient les colons étaient en même temps chargés de semences diverses, qui ont fini par s'échapper des jardins et des champs auxquels elles étaient destinées. Des graines de mauvaises herbes étaient également présentes dans les matériaux d'emballage naturels et dans les balles de foin servant à nourrir le bétail. Elles étaient aussi présentes, à l'état de contaminants, dans les sacs de semences et de grains de provende ainsi que dans la terre des plants et spécimens horticoles apportés avec leurs racines. Enfin, par la suite, les navires marchands ont commencé à vider leur ballast dans les ports coloniaux, et ce ballast renfermait des graines de mauvaises herbes en abondance.

Avec le temps, certaines des herbes apportées à des fins culinaires ou médicinales, et même certaines plantes ornementales populaires, ont fini par se répandre depuis les jardins jusque dans les milieux naturels. On sait par exemple que l'égopode podagraire, ou herbe aux goutteux (*Aegopodium podagraria* L.), très populaire comme vivace de plate-bande, a tendance à envahir les forêts à partir des vieilles fermes et des maisons urbaines et à former des clones denses dans les sous-bois. Sur la côte atlantique, l'armoise de Steller (*Artemisia stelleriana* Besser), espèce vivace souvent plantée à des fins ornementales, s'est échappée il y a plusieurs dizaines d'années et a fini par se naturaliser et devenir très répandue sur les arrière-plages (figure 4). Les Mi'kmaqs cueillent même cette plante à la place d'une armoise indigène de l'Ouest pour l'utiliser à des fins spirituelles dans des cérémonies traditionnelles.

Une fois les plantes exotiques établies dans quelques localités, leur dispersion a été favorisée par l'exploitation forestière, l'expansion agricole et l'étalement urbain, qui entraînaient un accroissement constant des clairières et des champs convenant à ces plantes. Parallèlement, le développement du réseau routier, des chemins de fer puis des canaux a aidé les espèces exotiques à atteindre des régions situées plus loin à l'intérieur du continent. L'utilisation d'arbres et arbustes attrayants et rustiques provenant du continent européen et de l'ouest de l'Asie pour agrémenter les rues et les parcs, a également contribué à la propagation de certaines espèces exotiques, dont on n'avait pas prévu le comportement envahissant et la capacité de dispersion. Enfin, la pratique courante consistant à semer dans les prairies et prés nord-américains des graminées fourragères européennes, comme l'agropyre à crête, le chiendent commun (*Elymus repens* (L.) Gould) et diverses espèces de bromes (*Bromus* spp.), a fait en sorte que ces espèces dominent de vastes superficies dans certaines régions.

Figure 5. Alliaire officinale.

De plus, on fertilisait autrefois les jardins des villes au moyen de fumier de ferme chargé de graines viables de mauvaises herbes, ce qui a aidé ces plantes exotiques rurales à s'établir et se propager en milieu urbain. Plus récemment, la popularité de certaines activités de loisir, comme la randonnée à pied, le nautisme ainsi que la construction et l'aménagement de chalets, a aidé les plantes exotiques à atteindre diverses aires récréatives ou naturelles, dans toutes les régions du pays. Aussi, le changement de vocation de certaines parties du territoire a entraîné l'abandon de nombreuses terres agricoles peu productives, où ont pu s'établir et s'accumuler de grandes populations de mauvaises herbes et de plantes envahissantes. C'est le cas de la salicaire commune (*Lythrum salicaria* L.), qui se répand rapidement dans les pâturages abandonnés à partir des milieux humides environnants. Dans le comté de Renfrew, en Ontario, où le roc calcaire n'est recouvert que d'une mince couche de sol relativement stérile, la salicaire occupe maintenant de grandes superficies de vallée, à la place d'anciens pâturages.

Certaines espèces ont constitué des populations denses dans des secteurs urbanisés, puis se sont répandues dans les écosystèmes indigènes. Parmi les exemples les mieux documentés, mentionnons l'alliaire officinale, l'hydrocharide grenouillette (*Hydrocharis morsus-ranae* L.), le nerprun cathartique (*Rhamnus cathartica* L.) et le

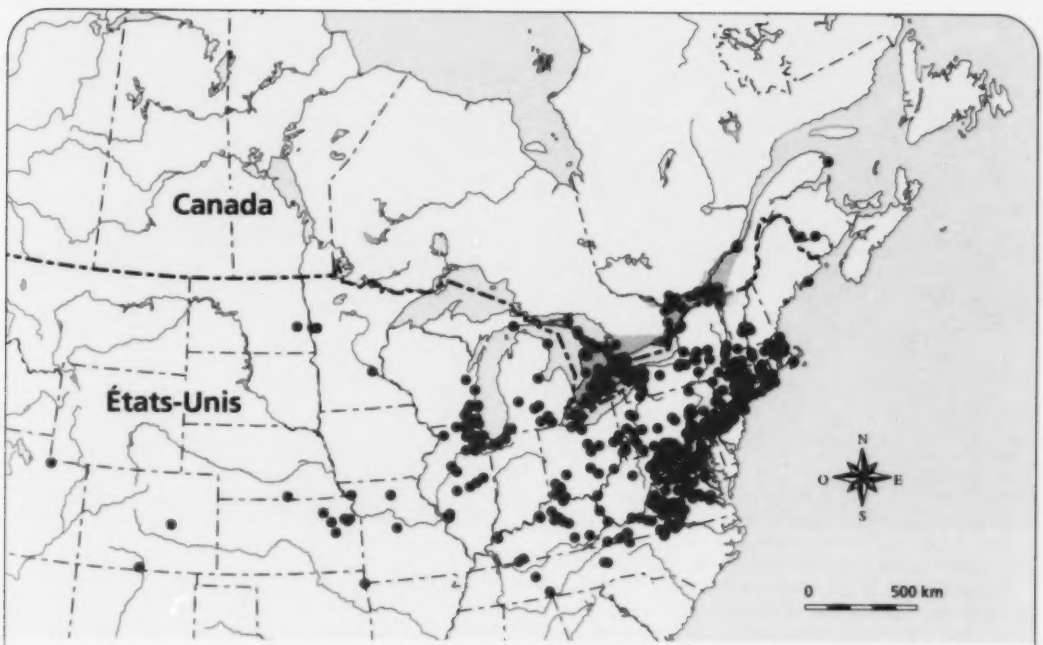


Figure 6. Répartition de l'alliaire officinale dans son aire principale de l'est de l'Amérique du Nord, à partir des specimens, observations et mentions publiées disponibles en 1996. Le secteur orangé, en Ontario et au Québec, correspond à l'écozone des Plaines à forêts mixtes.

nerprun bourdaine (*R. frangula* L.). [Le nom *Frangula alnus* Mill. est préféré par certains spécialistes en raison de différences importantes, notamment dans l'anatomie florale, par rapport aux autres espèces de *Rhamnus*.]

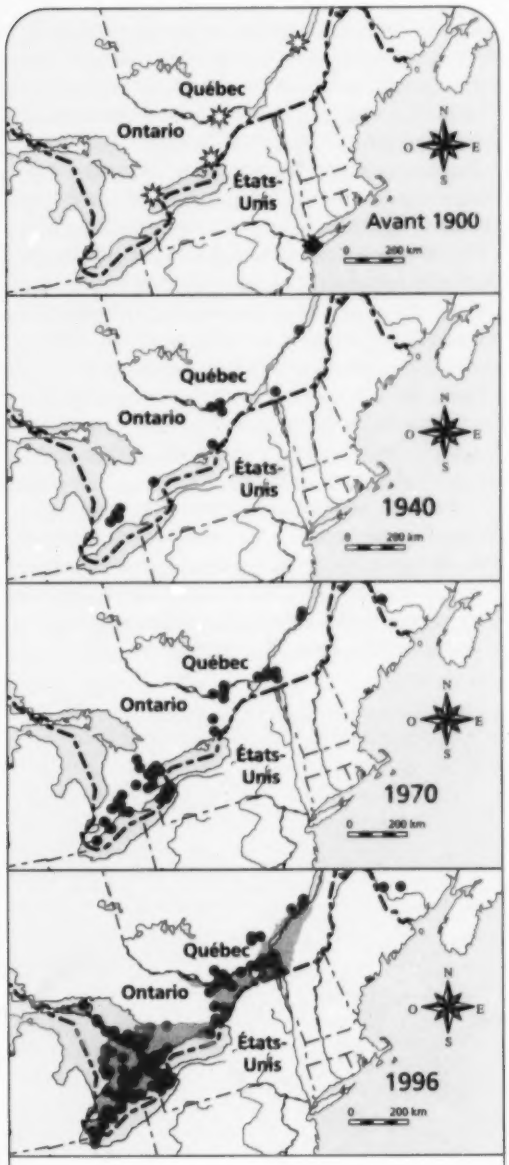


Figure 7. Expansion de l'alliaire officinale au Canada, à partir des mentions cumulées durant quatre périodes. Dans la carte des mentions antérieures à 1900, le ◆ indique le lieu de la première récolte nord-américaine de l'espèce (Long Island, en 1868), tandis que les ✲ correspondent aux premières récoltes canadiennes (Toronto, en 1879, Kingston, en 1898, Ottawa, en 1891, et Québec, en 1895). La plupart des mentions publiées, récoltes et autres observations proviennent de l'écozone des Plaines à forêts mixtes (secteur orange de la carte de 1996).

L'**alliaire officinale**, de la famille des Crucifères (Brassicacées), est une bisannuelle qui produit dès la première année un dense tapis de rosettes capables de survivre à l'hiver. Au début du printemps suivant, chacune de ces rosettes produit une tige munie de feuilles caractéristiques, dentées et triangulaires (figure 5). Le nom « alliaire » vient du latin *allium*, « ail », et fait référence à la forte odeur d'ail que dégagent les feuilles. Le pivot blanc de la plante possède quant à lui une saveur prononcée de raifort. La plante a d'ailleurs connu de nombreux usages (Fernald et Kinsey, 1958; Syme, 1873). En Europe, les gens pauvres la consommaient en salade, s'en servaient pour faire une sauce, la faisaient bouillir comme légume, ou la mêlaient à d'autres herbes dans les farces. La plante est également broutée par les chèvres, les vaches et la volaille, mais elle confère au lait ou à la chair de ces animaux un goût prononcé et désagréable. Les petites fleurs blanches produites la deuxième année possèdent les quatre pétales caractéristiques de la famille des Crucifères. On attribue d'ailleurs à l'alliaire, comme à d'autres plantes de cette famille, certaines vertus médicinales.

L'alliaire officinale provient principalement d'Europe, où elle est à la fois répandue et commune. Elle atteint vers le nord le centre de la Scandinavie et vers l'est l'Himalaya. En Amérique du Nord, elle est surtout abondante dans le nord-est et le centre des États-Unis ainsi qu'en Ontario et au Québec, mais on en rencontre des populations isolées en Oregon, en Colombie-Britannique et au Nouveau-Brunswick. La répartition canadienne de l'espèce correspond essentiellement à l'écozone des Plaines à forêts mixtes, qui s'étend au sud du bouclier précambrien.

Dans les centres urbains, l'alliaire officinale pousse au bord des bois et des fourrés ainsi que dans les parcs boisés dégagés, les haies et les jardins. Elle préfère le plein soleil mais peut aussi prospérer en sous-bois. Elle a une préférence marquée pour les forêts périodiquement inondées et pour les sols riches en calcium. L'espèce soulève des craintes particulières parce qu'elle est une des rares plantes exotiques à bien pousser en forêt.

Puisque l'alliaire officinale est utilisée traditionnellement en Europe comme herbe culinaire et qu'on lui attribue des propriétés médicinales, elle a sans doute été introduite délibérément en Amérique du Nord, où elle a été signalée et récoltée pour la première fois à Long Island, dans l'État de New York, en 1868. Au Canada, elle a été signalée pour la première fois à Toronto, en 1879. Peu de temps après, l'espèce a été récoltée dans d'autres villes de l'est du Canada très éloignées les unes des autres : à Ottawa (Ontario) en 1891; à Québec (Québec) en 1895; à Kingston (Ontario), en 1898. Elle n'a été signalée dans l'Ouest canadien que beaucoup

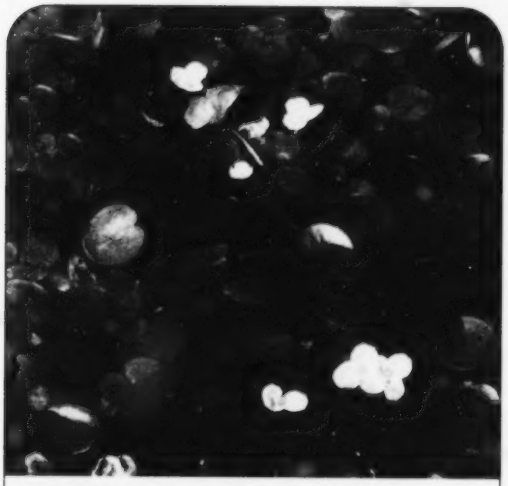


Figure 8. Hydrocharide grenouillette couvrant les eaux libres d'un marais peu profond (sud-est de l'Ontario).

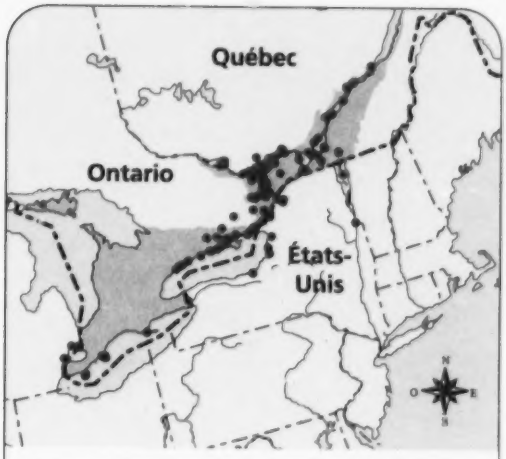


Figure 9. Répartition de l'hydrocharide grenouillette en Amérique du Nord. Le secteur orangé correspond à l'écozone des Plaines à forêts mixtes.

Figure 10. Chez le nerprun cathartique (*à gauche*), ici photographié en fin de saison, les feuilles sont bordées de nombreuses petites dents, de petites épines sont présentes dans les fourches de certaines branches, et les fleurs sont tétramères. Chez le nerprun bourdaine (*à droite*), les feuilles sont entières, il n'y a pas d'épines aux fourches, et les fleurs sont pentamères. L'extrémité des jeunes rameaux est légèrement pubescente chez le nerprun bourdaine, alors qu'elle est glabre chez le nerprun cathartique.

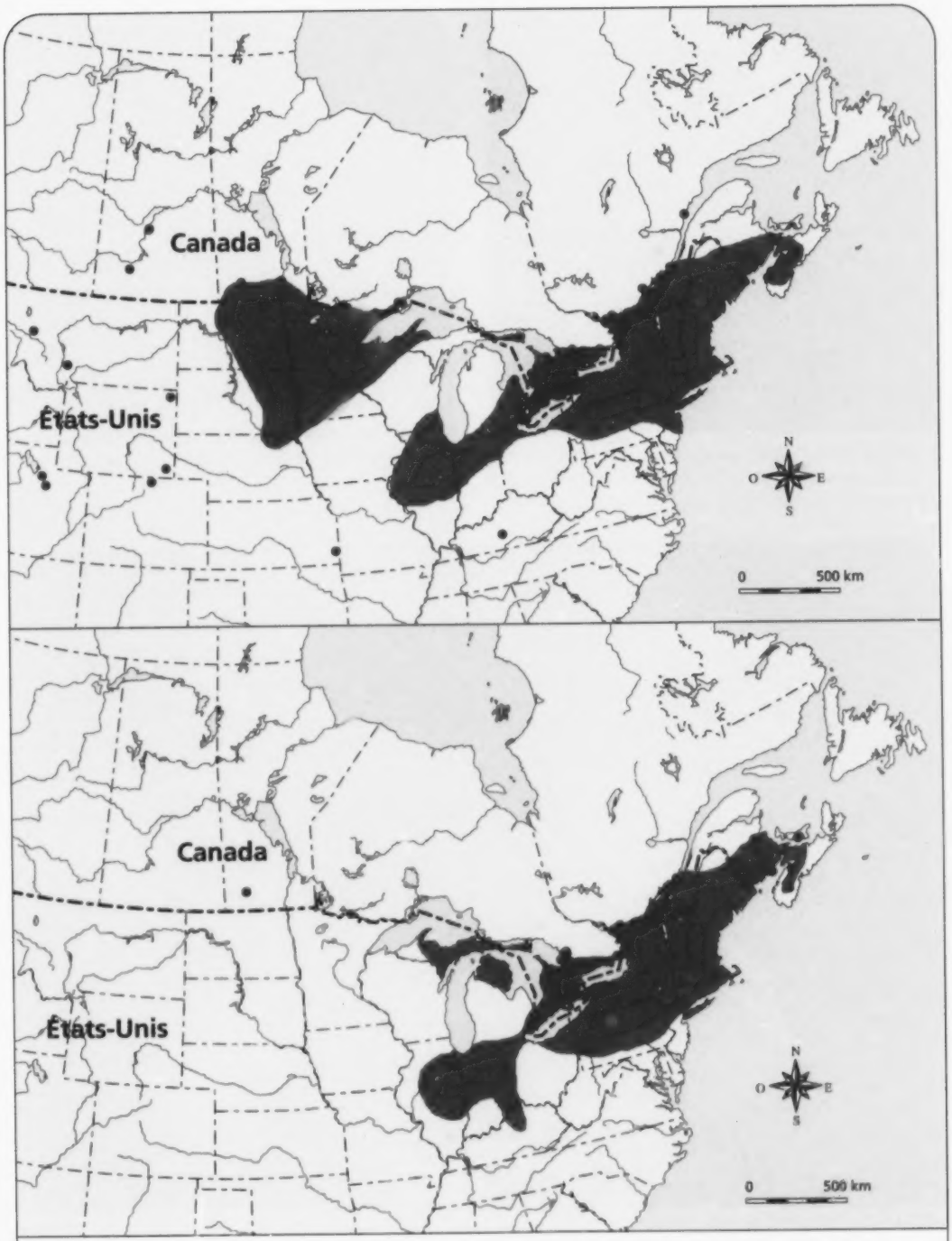


Figure 11. Répartition du nerprun cathartique (*haut*) et du nerprun bourdaine (*bas*) en Amérique du Nord. Les aires généralisées (en violet) ont été établies à partir de flores et d'autres publications. Les points rouges permettent d'indiquer les stations situées à l'extérieur des aires de répartition principale, notamment aux États-Unis et dans l'Ouest canadien, et de montrer l'abondance des deux espèces dans l'est du Canada (en Ontario et au Québec, les points masquent entièrement l'écozone des Plaines à forêts mixtes [en hachuré]). La position des stations canadiennes a été établie sur la foi de récoltes et observations anciennes et récentes, tandis que celle des stations américaines est fondée sur des mentions publiées.

plus tard, en 1948, lorsqu'elle a été récoltée dans un jardin de Victoria, en Colombie-Britannique. Dans la région de l'Atlantique, la première mention et récolte de la plante a été faite en 1968, à Marven Brook, au Nouveau-Brunswick. Le caractère éparpillé de ces premières stations canadiennes s'explique par une introduction multiple dans différents centres urbains. Par la suite, à partir de ces nombreux foyers d'établissement, l'espèce a fini par se répandre dans tout l'est de l'Amérique du Nord (figure 6). La répartition et la propagation de l'alliaire officinale, à diverses dates depuis son introduction au Canada, est illustrée à la figure 7 sur la foi de spécimens récoltés, de mentions publiées et d'observations directes.

J'ai moi-même observé l'alliaire officinale pour la première fois durant les années 1960, le long de haies bordant la route 401, dans le sud-ouest de l'Ontario. À l'époque, l'espèce n'était pas commune dans la région métropolitaine de Toronto, où j'allais herboriser lorsque j'étais étudiant diplômé. Or, l'espèce y est aujourd'hui extrêmement commune, présente dans la plupart des parcs et ravins. De plus, elle est devenue abondante dans de nombreuses autres agglomérations du sud de l'Ontario.

À Ottawa, de très grandes populations d'alliaire se sont établies le long des bordures arbustives et des boisés envahissants d'érable à Giguère et de frêne rouge (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.), dans certains secteurs de la ceinture verte bordant la rivière des Outaouais ainsi que dans de nombreux boisés perturbés de la ville. L'espèce est toujours présente dans les boisés entourant le cimetière Beechwood, dans l'est de la ville, où avaient été faites les premières récoltes en 1891. Par ailleurs, l'alliaire officinale se rencontre aujourd'hui dans

Figure 12. Après l'arrêt de la tonte, par mesure d'économie, des aires ouvertes des espaces verts de la région d'Ottawa, les peuplements purs de nerprun cathartique ont proliféré (visibles sur la photo). Les oiseaux mangent les fruits de cet arbuste et en sèment les graines dans les aires naturelles environnantes.

au moins 37 parcs nationaux, parcs provinciaux et aires d'intérêt naturel et scientifique du sud de l'Ontario.

L'**hydrocharide grenouillette**, de la famille des Hydrocharitacées, est une petite plante herbacée aquatique flottant librement à la surface et ressemblant à un minuscule lis d'eau (figure 8). La plante passe l'hiver à l'état de bourgeons spéciaux qui remontent à la surface le printemps suivant et se multiplient rapidement par voie végétative, formant un tapis dense de plantes unisexuées. Les baies peu profondes, les étangs des milieux humides ainsi que les rivages tranquilles des cours d'eau en viennent ainsi à être recouverts d'un tapis dense constitué de cette seule espèce végétale et occupant parfois toute l'épaisseur de la nappe d'eau dans les secteurs peu profonds. L'espèce a été introduite en 1932 à la Ferme expérimentale centrale, à Ottawa. À partir de cet endroit, elle s'est propagée au canal Rideau, puis a envahi les rivières et milieux humides du sud-est de l'Ontario et des parties voisines de l'État de New York. Au cours des 10 dernières années, elle a progressivement étendu son aire de répartition sur la rive nord du lac Ontario et du lac Érié, y formant des populations éparpillées (figure 9). Voilà un bon exemple d'espèce introduite pour son utilité potentielle en milieu urbain, dans les jardins d'eau, qui a fini par se répandre dans les milieux humides naturels situés à l'extérieur de la ville.

Évidemment, bien d'autres espèces soulèvent des craintes à l'échelle locale ou régionale. Par exemple, de grandes populations de dompte-venin (voir la figure 3) ont déjà été signalées dans divers milieux (il s'agit généralement du dompte-venin de Russie (*Cynanchum rossicum*), mais on a déjà signalé dans le passé le dompte-venin noir (*C. nigrum* (L.) Pers.)). Le dompte-venin pousse dans les prés, les emprises de voie ferrée ainsi que les ravins et boisés de grands centres urbains, comme Toronto et Ottawa. D'ailleurs, au cours des dernières années, on a entrepris des études à Toronto visant à déterminer quelles méthodes permettent le mieux de lutter contre ces plantes.

Le **nerprun cathartique** et le **nerprun bourdaine**, tous deux de la famille des Rhamnacées, sont des arbustes indigènes de l'Europe, de l'ouest de l'Asie et de l'Afrique du Nord. Ils ont été introduits vers la fin du XIX^{e} siècle comme plantes de haie, parce qu'ils sont rustiques, épargnés par les insectes et bien adaptés à divers types de sols. Malgré leur nom anglais *buckthorn*, ces arbustes ne sont pas vraiment épineux, bien que l'extrémité de certains rameaux se termine par une courte épine chez le nerprun cathartique (figure 10).

Les deux espèces sont maintenant présentes dans une bonne partie du nord-est des États-Unis et du sud-est du Canada. Il en existe également des stations isolées dans certains centres urbains du Midwest et des provinces des Prairies (figure 11). Le nerprun cathartique

Figure 13. Rameau d'érable de Norvège, avec grappe de fleurs voyantes.

Figure 14. Lierre commun couvrant troncs et branches du chêne de Garry (parc Uplands, Victoria [C.-B.], hiver 1995). Photo gracieusement fournie par Krystal Larocque.

tend à s'établir dans les endroits secs bordant les clôtures, les forêts et les boisés urbains. Le nerprun bourdaine est davantage commun dans les forêts humides et les terrains saturés d'eau, mais les deux espèces poussent parfois côte-à-côte au bord des bois.

Les deux nerpruns se sont répandus à un rythme inquiétant dans les secteurs urbanisés et les boisés du sud de l'Ontario, particulièrement dans la région de la capitale nationale (Ottawa-Hull). Cette expansion est un phénomène analogue à la prolifération du genêt à balais et de l'ajonc d'Europe (*Ulex europaeus* L.), dans le sud-est de l'île de Vancouver, en Colombie-Britannique, où ces deux plantes se révèlent très nuisibles depuis de nombreuses années.

Le fait que les nerpruns soient très abondants dans certains centres urbains et notamment dans les champs entourant Ottawa (figure 12), indique clairement que les villes constituent des sources de semences favorisant grandement la propagation de telles espèces vers les aires naturelles environnantes. Cette situation est particulièrement manifeste à l'intérieur même d'Ottawa, où on rencontre de vastes peuplements purs de l'une et l'autre des espèces, occupant le plus souvent plusieurs hectares. Elle met en évidence la conséquence d'une telle accumulation d'espèces exotiques, c'est-à-dire la propagation inéluctable de ces espèces à l'extérieur des centres urbains. Les fruits sont transportés par divers oiseaux indigènes ainsi que par l'omniprésent étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris* L.), lui aussi une espèce européenne introduite.

L'érable de Norvège (*Acer platanoides* L.), dont les nombreuses variétés cultivées sont communément plantées le long des boulevards (figure 13), est en train de supplanter les arbres indigènes dans les ravins urbains et dans les boisés de banlieue de nombreuses agglomérations du sud de l'Ontario. Cette espèce résistante à la pollution se propage rapidement par ses propres moyens dans une grande variété de milieux. L'ombre dense de son feuillage fait obstacle à la formation d'une végétation basse et à la régénération des espèces indigènes de sous-bois.

L'érable à Giguère, ou érable négondo, est originaire des Prairies nord-américaines, où il poussait principalement en bordure des cours d'eau; il existait peut-être aussi à l'état indigène dans l'extrême sud-ouest de l'Ontario. L'espèce s'est propagée à l'extérieur de son aire de répartition naturelle et est aujourd'hui présente dans tout le nord-est des États-Unis et le sud-est du Canada, où elle pousse dans les centres urbains et dans les régions boisées avoisinantes, parce qu'elle est souvent plantée comme brise-vent ou arbre de boulevard, en raison de sa croissance rapide. L'arbre se reproduit spontanément par la semence et se répand comme une mauvaise herbe, à partir des endroits où il a été planté, vers les boisés urbains et les autres espaces

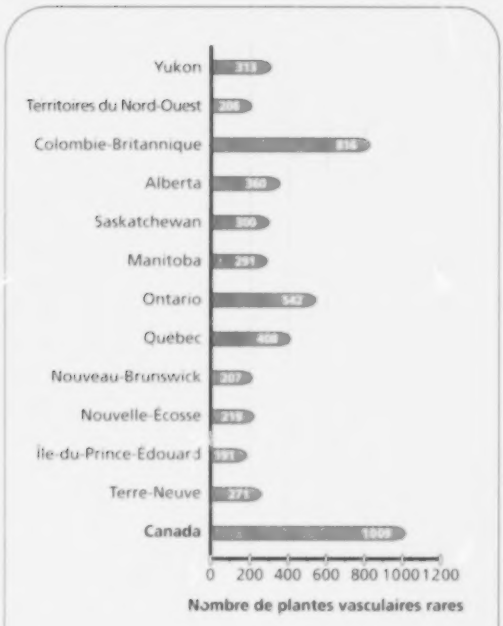


Figure 15. Nombre de plantes rares à l'échelle nationale présentes dans chacune des provinces et chacun des territoires du Canada, d'après Crins (1997). Le nouveau territoire du Nunavut est ici inclus dans les Territoires du Nord. Le nombre total de plantes rares au Canada est fondé sur le décompte d'Argus et Pryer (1990).

verts. Comme l'espèce est aujourd'hui répandue et abondante dans des régions fort éloignées de son aire originale, elle a certainement une incidence sur la succession naturelle dans ces régions d'adoption, où elle restreint la superficie disponible pour les espèces vraiment indigènes.

Dans les États du nord-ouest des États-Unis et dans certains parcs urbains du sud de la Colombie-Britannique, notamment à Victoria, le lierre commun (*Hedera helix* (L.)), originaire d'Europe, est devenu une liane nuisible, car il étouffe la végétation indigène (figure 14).

Impact des plantes envahissantes sur les espèces végétales en péril

Il est assez difficile de prédire si une espèce exotique risque de devenir une plante envahissante nuisible. Cependant, Higgins *et al.* (1999) ont essayé de prédire le potentiel de propagation de ces plantes dans l'ensemble du paysage ainsi que le risque qu'elles présentent pour la biodiversité végétale indigène. Goodwin *et al.* (1999) se sont pour leur part efforcés de prédire le caractère envahissant des espèces végétales à partir de leurs caractéristiques biologiques.

De plus en plus de données sont disponibles en ce qui concerne l'incidence des plantes exotiques sur les aires naturelles et sur les espèces végétales en péril, depuis que le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (le COSEPAC, autrefois appelé « Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada ») a commencé la publication de ses rapports de situation, vers la fin des années 1980. Sur les 75 espèces végétales désignées comme étant « menacées » ou « en voie de disparition » à l'heure actuelle (COSEPAC, 2000), environ 20 % comptent les plantes exotiques parmi les facteurs qui menacent leur survie. Aux États-Unis, environ 16 % des 250 plantes

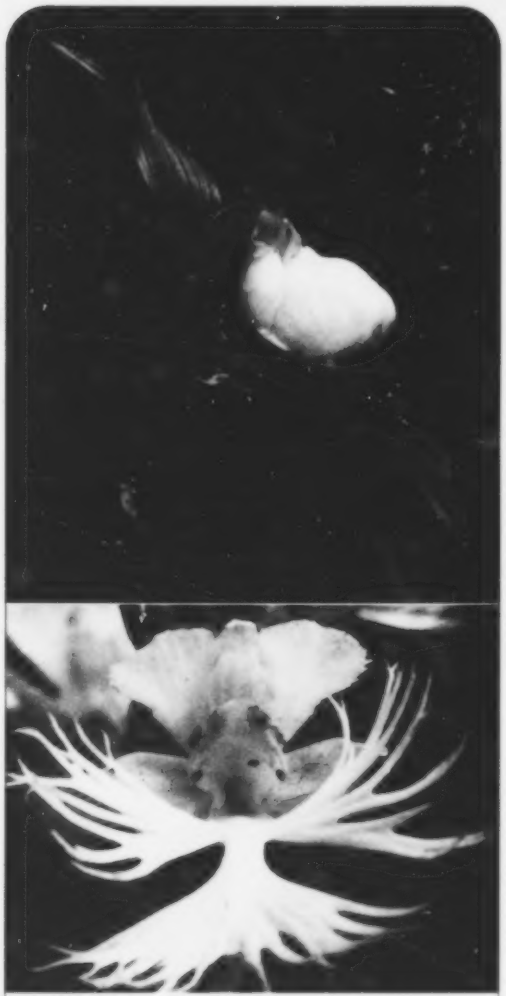


Figure 16. Deux orchidées en voie de disparition au Canada, menacées dans plusieurs stations manitobaines par l'euphorbe ésule : le cypripède blanc (*en haut*) (photo Donald R. Gunn) et la platanthère blanchâtre de l'Ouest (*en bas*) (photo Richard Westwood).

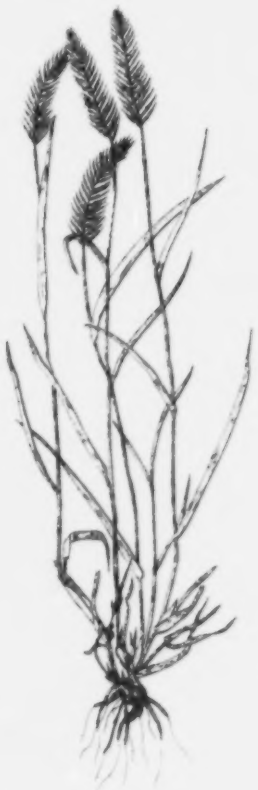


Figure 17. Agropyre à crête. Illustration gracieusement fournie par Agriculture et Agroalimentaire Canada.

qui, selon le US Fish and Wildlife Service, étaient jugées menacées ou en voie de disparition en 1993, étaient ainsi désignées parce que des espèces exotiques avaient été relevées comme facteurs de risque (US Congress, Office of Technology Assessment, 1993).

Au Canada, les régions très peuplées ou très exploitées à des fins agricoles ou industrielles se trouvent pour la plupart près de la frontière des États-Unis et coïncident à la fois avec des secteurs où les milieux naturels ont été détruits, altérés ou fragmentés à grande échelle et avec des secteurs à risque élevé pour les espèces qui sont rares au Canada ou dans une de ses provinces. Or, ces régions méridionales du Canada sont aussi celles où on rencontre un grand nombre d'espèces végétales exotiques.

Les trois provinces canadiennes qui comptent les plus grands nombres de plantes vasculaires rares ou en voie de disparition (figure 15) sont la Colombie-Britannique (816), l'Ontario (542) et le Québec (408), selon un bilan dressé par Crins (1997). De plus, c'est dans les régions méridionales de ces provinces, c'est-à-dire près de la frontière des États-Unis, que poussent le plus grand nombre de ces plantes. On trouve en effet dans chacune de ces régions un cortège important d'espèces y atteignant la limite nord de leur aire de répartition. Dans la plupart des cas, une telle diversité se rencontre justement dans des régions très convoitées pour la construction domiciliaire, l'agriculture et les activités industrielles, qui ont eu pour effet de rogner ou fragmenter le paysage, de détruire l'habitat et les populations de certaines espèces indigènes rares et de permettre à des plantes exotiques de prospérer et de nuire ainsi davantage aux espèces rares et aux aires naturelles encore existantes.

L'incidence des plantes envahissantes sur les espèces végétales et les milieux en péril au Canada se manifeste de manière particulièrement évidente dans trois grandes régions : l'écozone des Plaines à forêts mixtes, particulièrement dans la zone floristique carolinienne du sud-ouest de l'Ontario; l'écozone des Prairies, particulièrement dans certaines des écorégions les plus méridionales; l'écozone Maritime du Pacifique et l'écozone de la Cordillère montagnarde, particulièrement dans le sud-est de l'île de Vancouver et sur le plateau Thompson–Okanagan de l'intérieur de la Colombie-Britannique.

Zone floristique carolinienne du sud-ouest de l'Ontario

Dans la région de London, en Ontario, il a fallu procéder à un arrachage de l'alliaire officinale, dans le cadre d'un plan visant à rétablir une des deux stations du stylophore à deux feuilles (*Stylophorum diphyllum* (Michx.) Nutt.), espèce en voie de disparition au Canada. Près de Tillsonburg, l'alliaire officinale semble avoir contribué à la disparition d'une population de ginseng à cinq folioles (*Panax quinquefolius* L.), bien que la cause principale de cette disparition soit probablement l'ouverture du couvert forestier par une coupe sélective des arbres. Le mûrier rouge (*Morus rubra* L.), autre espèce en voie de disparition, a grandement souffert de l'hybridation avec une espèce exotique, le mûrier blanc (*M. alba* L.).

Écozone des Prairies

Dans la réserve de prairie du sud-est du Manitoba, on effectue beaucoup de surveillance et de désherbage à la main pour prévenir la propagation de l'euphorbe ésule et l'empêcher le plus possible de menacer les populations de deux orchidées en voie de disparition (figure 16), le cypripède blanc (*Cypripedium candidum* Muhlenb. ex Willd.) et la platanthère blanchâtre de l'Ouest (*Platanthera praeclara* Sheviak et Bowles). L'euphorbe ésule soulève également des craintes dans les collines de sable Lauder, au Manitoba, et dans les dunes du secteur Mortlach–Caron, en Saskatchewan, où poussent des populations de dalée velue (*Dalea villosa* (Nutt.) Spreng. var. *villosa*), espèce menacée au Canada.

Figure 18. Espèces officiellement en péril au Canada et menacées dans le sud-est de l'île de Vancouver par certaines plantes exotiques envahissantes, comme le genêt à balais et diverses graminées introduites. Illustrations gracieusement fournies par le BC Conservation Data Centre.

Les diverses graminées exotiques sont particulièrement préoccupantes dans les Prairies. Parmi ces graminées, l'agropyre à crête a été jugée une des plus nuisibles (figure 17) dans le secteur de la rivière Milk, en Alberta, où l'orge naine (*Hordeum pusillum* Nutt.), espèce en péril au Canada, avait été récoltée autrefois mais n'a pas pu être retrouvée en 1992. On a aussi découvert que l'agropyre à crête appauvrit les sols de prairie en éléments nutritifs et en matière organique (Christian et Wilson, 1999). Cette espèce avait été introduite à grande échelle durant la sécheresse des années 1930, comme graminée fourragère rustique. Elle s'est propagée depuis et occupe aujourd'hui environ 10 millions d'hectares de prairie en Amérique du Nord.

Bien que dans l'est du Canada le brome inerme soit avant tout une graminée des bords de route et des pâturages, l'espèce peut se propager de façon agressive au moyen de ses graines et de ses rhizomes et constitue dans l'Ouest une menace importante pour ce qui reste de la prairie à fétuques (Grilz et Romo, 1994). Le brome inerme s'est notamment révélé très envahissant dans le parc national du Mont-Riding, au Manitoba, où la prairie à fétuques véritable atteint sa limite orientale.

Écozone Maritime du Pacifique et écozone de la Cordillère montagnarde

En Colombie-Britannique, la destruction d'un écosystème rare à chêne de Garry (forêt ouverte dominée par le chêne de Garry (*Quercus garryana* Dougl.), soulève bien des inquiétudes dans le sud-est de l'île de Vancouver, particulièrement aux environs de Victoria et dans le sud des îles Gulf. La densité de la population humaine et la forte demande pour des terrains résidentiels ou commerciaux ont eu pour effet de réduire et de morceler le territoire autrefois continu de l'écosystème à chêne de Garry, et c'était justement dans la région de Victoria que cet écosystème était le plus abondant. À l'échelle du continent, ce type de végétation occupe une étroite bande, à l'intérieur des terres, depuis la Californie jusqu'à l'île de Vancouver, où il atteint sa limite nord. C'est la destruction massive de cet écosystème et l'impact des arbustes et graminées exotiques qui ont incité le COSEPAC à attribuer une désignation à sept espèces végétales poussant uniquement à proximité de Victoria. En effet, dans ce secteur urbanisé et relativement restreint, les plantes exotiques entrent en compétition avec les dernières populations de plusieurs espèces officiellement en péril à l'échelle nationale, illustrées à la figure 18 :

- la balsamorhize à feuilles deltoïdes (*Balsamorhiza deltoidea* Nutt.);
- l'aster rigide (*Aster curtus* Cronq. = *Seriocarpus rigidus* Lindl. in Hook.);
- la renoncule à feuilles d'alisme (*Ranunculus alismaefolius* Geyer ex Benth. var. *alismaefolius*);
- le lupin élégant (*Lupinus lepidus* Dougl. ex Lindl. var. *lepidus*);
- le lotier splendide (*Lotus formosissimus* Greene);
- la castilléjie dorée (*Castilleja levisecta* Greenm.);
- la violette jaune des monts (*Viola praemorsa* Dougl. ex Lindl. ssp. *praemorsa*).

En ce moment, dans la plupart de ces chênaies clairsemées, la végétation basse est dominée par des espèces exotiques de graminées et d'arbustes, comme le genêt à balais. Les populations denses de ces espèces, favorisées par la lutte contre les incendies, laissent peu de chances de survie à la flore indigène.

Lutte contre les plantes exotiques dans les aires naturelles

Comment peut-on faire face à certains des problèmes associés aux plantes envahissantes, à l'échelle locale ou régionale, où des mesures pratiques doivent être prises pour limiter leur propagation? Quelques idées ont été proposées à cet égard dans le contexte d'une stratégie de gestion des plantes envahissantes du sud de l'Ontario, issue d'un atelier tenu en octobre et décembre 1999. Cet atelier avait été organisé par la Division des parcs et des loisirs de la ville de Toronto et se déroulait au zoo du Toronto métropolitain. Les mesures suivantes ont été proposées comme stratégie préliminaire :

- Rédiger des lignes directrices faciles à utiliser pour la gestion de certaines des espèces les plus préoccupantes.
- Élaborer des critères permettant d'établir les secteurs prioritaires d'intervention.
- Effectuer des recherches et en diffuser les résultats. On pourra par exemple faire un relevé des espèces présentes, de leur répartition et de leur densité à chaque endroit, recueillir des données sur la phénologie et l'autoécologie de chaque espèce, étudier dans quelle mesure les espèces envahissantes prennent la place des espèces indigènes, déterminer quels moyens de lutte sont les plus efficaces, compiler de l'information sur les espèces nuisibles vendues en pépinière, ou étudier de quelle manière les pertes occasionnées à cette industrie peuvent être atténuées.
- Rédiger du matériel facilitant la communication avec le public.
- Recommander des modifications aux lois et aux politiques des organismes publics.
- Faire la promotion des programmes d'action locaux et régionaux.
- Favoriser les partenariats.

Le plan de gestion des mauvaises herbes élaboré en 2000 par le Northwest Weed Committee, pour le nord-ouest de la Colombie-Britannique, représente un bon exemple de programme coordonné à l'échelle régionale. La mise en œuvre de ce plan est coordonnée par un fonctionnaire du ministère des Forêts de la province. Le plan établit les grands axes d'intervention, comme la sensibilisation du public, l'enregistrement systématique de la répartition des mauvaises herbes, la prévention de l'établissement des mauvaises herbes récemment introduites, l'application d'un programme de lutte intégrée et la coordination des activités des divers organismes. Le terme « mauvaises herbes » (*weeds*) réunit ici une vaste gamme d'espèces végétales, dont plusieurs ont un comportement envahissant dans la province (Bob Drinkwater, ministère des Forêts de la Colombie-Britannique, comm. pers.).

Un autre projet extrêmement intéressant est le projet Bow River, en Alberta. Ce projet communautaire lancé conjointement par plusieurs organismes vise à promouvoir la conservation, la mise en valeur et la gestion éclairée des abords de la rivière Bow, par des mesures de lutte contre les plantes envahissantes et diverses

activités éducatives. Le projet compte de nombreux partenaires, dont des organismes du gouvernement provincial et des groupes privés de conservation, des municipalités du bassin de la rivière Bow ainsi que des jardineries. Il convient de mentionner en particulier les équipes de désherbage manuel, constituées de détenus à faible risque et d'autres personnes visées par une ordonnance de service communautaire. Elles sont coordonnées par le personnel affecté au projet, en collaboration avec le ministère de la Justice et le bureau du procureur général de l'Alberta. Ces équipes sont chargées d'arracher les mauvaises herbes (et les plantes envahissantes) qui, aux termes de la loi albertaine (*Weed Control Act*), font l'objet de restrictions (*restricted weeds*) — devant être éradiquées —, ou qui sont qualifiées de nuisibles (*noxious weeds*), devant donc être réprimées. Un des volets du programme est la coordination d'un échange des salicaires contre d'autres plantes dans les jardineries du bassin de la rivière Bow. Le programme est administré par un coordonnateur et son adjoint, au Centre d'agriculture d'Airdrie, en Alberta.

Au Manitoba, le Projet de lutte contre la salicaire (*Manitoba Purple Loosestrife Project*) a connu un franc succès en favorisant un partenariat entre les organismes communautaires (voir Lindgren, à la page 259 du présent ouvrage).

Comme le mentionnent Harris et Shamoun ailleurs dans le présent ouvrage (p. 291), les méthodes de lutte biologique employées à l'heure actuelle en agriculture et en aménagement forestier pourraient également servir à protéger les espèces en péril dans les écosystèmes naturels.

Les programmes locaux et régionaux pourraient connaître une expansion importante dans les secteurs soulevant le plus de préoccupations dans chacune des provinces, si on pouvait coordonner à l'échelle nationale les interventions visant à contrer la propagation de toutes les espèces exotiques. Pour assurer la conservation des aires naturelles du Canada, ou à tout le moins les plus importantes, et pour atténuer l'incidence des plantes exotiques sur les espèces en péril, il faudrait établir un programme national de lutte contre les plantes envahissantes et affecter les fonds voulus à ce programme.

Références

Anable, M.E.; McClaran, M.P.; Ruyle, G.B. 1992. Spread of introduced Lehmann lovegrass *Eragrostis lehmanniana* Nees. in southern Arizona, USA. Biol. Conserv. 61:181–188.

Argus, G.W.; Pryer, K.M. 1990. Les plantes vasculaires rares du Canada : Notre patrimoine naturel. Musée canadien de la nature, Ottawa (Ont.).

Christian, J.M.; Wilson, S.D. 1999. Long-term ecosystem impacts of an introduced grass in the northern Great Plains. Ecology 80:2397–2407.

Clout, M. 1995. Introduced species: the greatest threat to global biodiversity? Species 24:34–36.

Correll, D.S. 1978. Native orchids of North America, north of Mexico. Stanford University Press, Stanford, CA.

COSEPAC 2000. Espèces canadiennes en péril. Liste inédite des espèces sauvages faisant l'objet d'une désignation officielle au Canada. Mai 2000. Disponible auprès du Secrétariat du COSEPAC, a/s Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa (Ont.) K1A 0H3.

Crins, W.J. 1997. Rare and endangered plants and their habitats in Canada. Can. Field-Nat. 11:506–519.

Fernald, M.L.; Kinsey, A.C. 1958. Edible wild plants of eastern North America. Revised by R.C. Rollins. Harper and Row, New York, NY.

Frankton, C.; Wright, W.H. 1958. Les mauvaises herbes du Canada. Publication n° 948. Ministère de l'Agriculture, Ottawa (Ont.).

Goodwin, B.J.; McAllister, A.J.; Fahrig, L. 1999. Predicting invasiveness of plant species based on biological information. Conserv. Biol. 13:422–426.

Grilz, P.L.; Romo, J.T. 1994. Water relations and growth of *Bromus inermis* Leyss. (smooth brome) following spring or autumn burning in a fescue prairie. Am. Midl. Nat. 132:340–348.

Groupe de travail sur la stratification écologique. 1996. Cadre écologique national pour le Canada [versions imprimée et électronique]. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction générale de la recherche, Ottawa (Ont.) / Environnement Canada, Direction générale de l'état de l'environnement, Hull, QC. Rapport et carte nationale à l'échelle de 1/7 500 000.(http://sis.agr.gc.ca/siscan/publications/ecostrat/intro.html)

Haber, E. 1996. Invasive plants of Canada: 1996 national survey results. Rapport inédit. Disponible auprès du Bureau de la Convention sur la biodiversité, Environnement Canada, Ottawa (Ont.) K1A 0H3.

Haber, E. 2000. Invasive plants of Canada: survey 2000, an overview of people and projects. Rapport inédit. Disponible auprès du Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa (Ont.) K1A 0H3.

Higgins, S.I.; Richardson, D.M.; Cowling, R.M.; Trinder-Smith, T.H. 1999. Predicting the landscape-scale distribution of alien plants and their threat to plant diversity. Conserv. Biol. 13:303–313.

Holm, L.G.; Plucknett, D.L.; Pancho, J.V.; Herberger, J.P. 1977. The world's worst weeds: distribution and biology. The East-West Center. University Press of Hawaii, HI.

Hoshovsky, M. 1986. Element stewardship abstract for *Cytisus scoparius* and *Genista monspessulanus*. The Nature Conservancy, Arlington, VA.

LeMaitre, D.C.; van Wilgen, B.W.; Chapman, R.A.; McKelly, D.H. 1996. Invasive plants and water resources in the Western Cape Province, South Africa: modelling the consequences of a lack of management. J. Appl. Ecol. 33:161–172.

Meyer, J.Y.; Florence, J. 1996. Tahiti's native flora endangered by the invasion of *Micontia calvescens* DC. (Melastomataceae). J. Biogeogr. 23:775–782.

Ministère de l'Agriculture. 1936. Les mauvaises herbes et leurs graines. Bulletin du cultivateur nº 15 - Revisé, Publication 527, ministère de l'Agriculture, Ottawa (Ont.).

Montgomery, F.H. 1956. The introduced plants of Ontario growing outside of cultivation (part I). Trans. R. Can. Inst. 31:91–102.

Moss, E.H. 1983. Flora of Alberta. 2nd rev. ed. by John G. Parker. University of Toronto Press, Toronto, ON.

Musil, C.F. 1993. Effect of invasive Australian acacias on the regeneration, growth and nutrient chemistry of South African lowland fynbos. J. Appl. Ecol. 30:361–372.

Newmaster, S.G.; Lehela, A.; Uhlig, P.W.C.; McMurray, S.; Oldham, M.J. 1998. Ontario plant list. Ontario Forest Research Institute, Ontario Ministry of Natural Resources, Sault Ste. Marie, ON. For. Res. Inf. Pap. 123.

Pimm, S.L.; Russell, G.J.; Gittleman, J.L.; Brooks, T.M. 1995. The future of biodiversity. Science 269:347–350.

Reader's Digest. 1986. Magic and medicine of plants. The Reader's Digest Association, Inc., Montréal, QC.

Roland, A.E.; Smith, E.C. 1969. The flora of Nova Scotia. Nova Scotia Museum, Halifax, NS.

Rousseau, C. 1968. Histoire, habitat et distribution de 220 plantes introduites au Québec. Naturaliste can. (Qué.) 95: 49–169.

Soper, J.H.; Murray, L. 1985. Helleborine—A 30-year update and analysis of its distribution in Ontario. Mich. Bot. 24:83–96.

Steenkamp, H.E.; Chown, S.L. 1996. Influence of dense stands of an exotic tree, *Prosopis glandulosa* Benson, on a savannah dung beetle (Coleoptera:Scarabaeinae) assemblage in southern Africa. Biol. Conserv. 78:305–311.

Syme, J.T.B., editor. 1873. English botany; or, coloured figures of British plants. Vol. 1, ed. 3. George Bell and Sons, London, UK.

US Congress, Office of Technology Assessment. 1993. Harmful non-native species in the United States. OTA-F-565, US Government Printing Office, Washington, DC.

Usher, M.B. 1988. Biological invasions of nature reserves: a search for generalizations. Biol. Conserv. 44:119–135.

Vitousek, P.M.; Walker, L.R. 1989. Biological invasion by *Myrica faya* in Hawaii: plant demography, nitrogen fixation, ecosystem effects. Ecol. Monogr. 59:247–265.

White, D.J.; Haber, E.; Keddy, C. 1993. Plantes envahissantes des habitats naturels du Canada. Service canadien de la faune, Environnement Canada, et Musée canadien de la nature, Ottawa (Ont.).

Espèces exotiques envahissantes dans les forêts canadiennes

Ole Hendrickson

Les espèces exotiques — y compris les champignons et les plantes ainsi que les insectes et autres espèces animales — atteignent généralement le continent nord-américain sans leur cortège d'ennemis naturels. Une plante exotique peut devenir une mauvaise herbe envahissante lorsqu'elle n'est plus réprimée par ses ennemis naturels. Un insecte ou un champignon exotique ne présente aucune association évolutive récente avec ses nouveaux hôtes végétaux et peut leur infliger des dommages beaucoup plus importants que ceux qu'il cause à des espèces apparentées de l'Ancien Monde (Gibbs et Wainhouse, 1986). Mentionnons par exemple le puceron lanigère du sapin (*Adelges piceae* (Ratz.)) sur les sapins du Nouveau Monde (*Abies* spp.) et la rouille vésiculeuse du pin blanc (*Cronartium ribicola* J.C. Fisch.) sur les pins du Nouveau Monde (*Pinus* spp.).

Bien qu'elle ait laissé derrière elle la plupart des espèces qui lui sont associées, l'espèce exotique peut apporter avec elle un certain nombre d'autres espèces nuisibles dans son pays d'adoption. Par exemple, l'importation de marronniers exotiques (*Castanea* spp.) comme arbres d'ornement a favorisé l'introduction du champignon responsable de la brûlure du châtaignier (*Cryphonectria parasitica* (Murr.) Barr) et entraîné la quasi-éradication du châtaignier d'Amérique (*Castanea dentata* (Marsh.) Borkh.). Les champignons exotiques qui déciment actuellement les populations des espèces nord-américaines d'ormes (*Ulmus* spp.) et du hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia* Ehrh.) ont été introduits et propagés par des espèces exotiques de scolytes.

Les espèces exotiques ne respectent pas les frontières politiques. Une liste annotée des espèces d'insectes exotiques se nourrissant sur des plantes ligneuses (Mattson *et al.*, 1994) mentionne 146 espèces présentes à la fois aux États-Unis et au Canada, mais seulement 35 espèces présentes uniquement au Canada. Parmi les 83 espèces présentes dans les deux pays dont on connaît l'origine, 55 se sont d'abord établies aux États-Unis, comparativement à 28 au Canada. Certaines de ces 28 espèces sont devenues des ravageurs importants. C'est le cas, notamment, du diprion européen de l'épinette (*Gilpinia hercyniae* Hartig), dont la présence en Amérique du Nord a été signalée pour la première fois à Ottawa en 1922.

Les forêts de l'Amérique du Nord semblent plus susceptibles d'être envahies par des insectes et champignons exotiques que celles des autres régions du monde. Bien qu'un certain nombre d'hypothèses aient été avancées pour expliquer cette vulnérabilité (Niemelä et Mattson,1996), l'ampleur des menaces environnementale et économique posées par les espèces exotiques a dans la plupart des cas été évaluée dans le cadre d'études de cas individuelles. Les renseignements sommaires concernant les forêts canadiennes sont fragmentaires (SCF, 1999).

Dans le présent article, je passe en revue certaines études de cas consacrées à des champignons pathogènes exotiques. Je décris également quelques espèces parmi les nombreux insectes exotiques associés à des plantes ligneuses qui se sont établis au Canada, et j'examine les facteurs qui expliquent la vulnérabilité particulière des forêts canadiennes à l'égard de ces espèces. Certaines des espèces de plantes et de vertébrés exotiques qui se sont établies dans les forêts canadiennes sont décrites plus brièvement. Je termine mon exposé en insistant sur la nécessité de trouver de nouvelles ressources pour prévenir les problèmes causés par les espèces exotiques envahissantes dans les forêts canadiennes.

Champignons pathogènes exotiques

Parmi tous les groupes d'espèces exotiques, ce sont sans contredit les champignons pathogènes qui ont eu les effets économiques et environnementaux les plus dévastateurs pour les forêts canadiennes. Ces champignons ont non seulement tué des arbres, mais ils ont modifié considérablement la composition des écosystèmes forestiers, éliminé presque complètement des espèces d'arbres autrefois dominantes et provoqué la disparition locale ou même l'extinction d'espèces d'insectes indigènes associées à ces essences. Cette section décrit certains des champignons pathogènes les plus dévastateurs introduits à ce jour.

La maladie corticale du hêtre a été introduite à Halifax en 1890. Elle est causée par un champignon pathogène exotique, le *Nectria coccinea* var. *faginata* Lohm., Wats. et Ayers, et propagée par une cochenille exotique, le *Cryptococcus fagisuga* Lind. (Houston, 1994; Houston et O'Brien, 1998). La maladie s'est propagée vers le sud jusqu'au Great Smoky Mountains National Park, aux États-Unis, et vers l'ouest jusqu'en Ontario. Dans les peuplements infectés, le champignon tue fréquemment plus de la moitié des plus grands hêtres (plus de 25 cm de diamètre). Lorsque la cime de ces grands

arbres meurt, les racines émettent un grand nombre de rejets, contribuant ainsi à l'émergence d'un nouveau peuplement où le hêtre est sur-représenté et les autres espèces associées, nettement moins nombreuses. Les rejets sont à leur tour infectés par la maladie, et la plupart présentent un aspect difforme et une croissance anormale. En comparaison des peuplements parvenus à maturité qu'elles remplacent, ces hêtraies malades issues de rejets ont une valeur limitée pour les espèces sauvages comme l'ours noir (*Ursus americanus* Pallas).

Le châtaignier d'Amérique dominait autrefois les forêts de l'est de l'Amérique du Nord aussi loin au nord que le sud de l'Ontario. À compter des années 1870, le châtaignier du Japon (*Castanea crenata* Sieb. et Zuuc.) était vendu couramment comme arbre d'ornement par commande postale (Anagnostakis, 1995). L'importation de châtaigniers de Chine (*C. mollissima* Blume) a débuté en 1900. Ces deux espèces sont porteuses de la brûlure du châtaignier. Découverte pour la première fois sur des châtaigniers indigènes à New York en 1904, la maladie s'est propagée à la vitesse d'environ 40 km/année. En quelques décennies, elle a pratiquement éliminé tous les châtaigniers d'Amérique et, ce faisant, l'importante récolte de noix consommée par les animaux sauvages et les communautés autochtones. Plusieurs espèces d'insectes spécialisés inféodés au châtaignier sont disparues (Opler, 1978). Les chênes (*Quercus* spp.), les caryers (*Carya* spp.) et les autres espèces qui ont remplacé le châtaignier d'Amérique ont une valeur nutritive moindre et forment des peuplements moins stables.

Figure 1. Orme d'Amérique mature présentant les premiers symptômes de la maladie hollandaise de l'orme. Photo : C. Monnier, SCF, CFL, Sainte-Foy (Qc).

Bien que le châtaignier d'Amérique existe encore à l'état de rejets de souche, la plupart de ces rejets sont rapidement éliminés par la maladie, et l'avenir de cette essence repose sur le succès de programmes expérimentaux prévoyant son croisement avec d'autres espèces et sur l'introduction de souches moins virulentes des champignons pathogènes du genre *Cryphonectria*.

L'histoire du chancre du noyer cendré (*Sirococcus clavignenti-juglandacearum* Nair, Kost. et Kuntz) est moins bien connue. En raison de son apparition subite et de sa propagation rapide, on suppose que l'agent causal est un pathogène exotique qui s'est établi dans le sud-est des États-Unis il y a environ 40 ans (Schlarbaum *et al.*, 1997). Il a été observé pour la première fois au Québec en 1990, en Ontario en 1991 et au Nouveau-Brunswick en 1997. Le noyer cendré (*Juglans cinerea* L.) présente une certaine résistance génétique, mais toutes les populations naturelles sont menacées de disparition. Contrairement au châtaignier, cette essence n'émet pas de rejets après la mort de la tige principale. Les noix elles-mêmes contribuent à la propagation des spores du champignon, ce qui complique les efforts de conservation *ex situ*. L'agent causal n'a pas de stade sexué connu. Notre méconnaissance de la physiologie et de la génétique de l'agent causal entrave l'élaboration d'une stratégie globale de protection du noyer cendré.

Les agents de la maladie hollandaise de l'orme (*Ophiostoma ulmi* (Buis.) Nannf. et *O. novo-ulmi* Brasier) (figure 1) ont été isolés pour la première fois à partir

Figure 2. Pin argenté (*Pinus monticola* Dougl. ex D. Don) atteint de la rouille vésiculeuse du pin blanc. Photo : SCF, CFP, Victoria (C.-B.).

d'ormes d'Amérique mourants (*Ulmus americana* L.) à Cleveland, en mai 1930 (Hubbes, 1999). Une nouvelle souche plus virulente de l'agent pathogène a été isolée au Québec en 1944. Un lien a été établi entre cette souche et l'importation de France de caisses en bois d'orme. La maladie sévit aujourd'hui dans la majeure partie de l'Amérique du Nord, et elle a atteint l'Alberta en 1998. Elle a été introduite et propagée sur le continent par le scolyte européen de l'orme (*Scolytus multistriatus* Marsh.). Les trois espèces indigènes d'ormes sont menacées. La disparition de l'orme d'Amérique est particulièrement tragique du fait que cette essence était largement utilisée en milieu urbain comme arbre d'ombrage. La lutte contre la maladie hollandaise de l'orme est possible, mais elle est chère. Au Canada, la valeur assurable des ormes urbains menacés par la maladie est estimée à environ 2,5 milliards $ (Hubbes, 1999).

Tableau 1. Insectes exotiques se nourrissant sur des plantes ligneuses au Canada

Ordre	Famille	Espèce
Coléoptères	Anobiides	*Anobium punctatum* (De Geer), *Ernobius mollis* (L.), *Stegobium paniceum* (L.), *Xestobium rufovillosum* (De Geer)
	Buprestides	*Agrilus cyanescens* Ratz.
	Cérambycides	*Tetropium fuscum* (Fabricius)
	Chrysomélides	*Lina tremulae* Fabricius, *Plagiodera versicolora* (Laich), *Pyrrhalta luteola* (Mueller), *P. viburni* (Paykull)
	Curculionides	*Cryptorhynchus lapathi* (L.), *Otiorhynchus ligustici* (L.), *O. ovatus* (L.), *O.* raucus Fabricius, *O. rugosostriatus* (Goeze), *O. scaber* (L.), *O. singularis* (L.), *O. sulcatus* (Fabricius), *Phyllobius intrusus* Kono, *Polydrusus cervinus* (L.), *P. impressifrons* Gyllenhal, *Sciaphilus asperatus* Bonsdorff, *Strophosoma melanogrammus* (Forster)
	Lyctides	*Lyctus brunneus* (Stephens)
	Oedémérides	*Nacerdes melanura* (L.)
	Scarabaeides	*Popillia japonica* Newman, *Rhizotrogus majalis* (Razoumowsky)
	Scolytides	*Crypturgus pusillus* (Gyllenhal), *Scolytus mali* (Bechstein), *S. multistriatus* (Marsham), *S. rugulosus* (Mueller), *Tomicus piniperda* (L.), *Xyleborinus saxeseni* (Ratz.), *X. dispar* (Fabricius), *Xylosandrus germanus* (Blandford)
Diptères	Agromyzides	*Paraphytomyza populicola* (Walker)
	Cécidomyiides	*Contarinia baeri* (Prell), *C. pyrivora* (Riley), *Dasineura mali* (Keiffer), *Semudobia betulae* (Winnertz), *S. tarda* Roskam
Hémiptères	Mirides	*Orthotylus viridinervis* Kirschbaum, *Pilophorus confusus* (Kirschbaum)
Homoptères	Adelgides	*Adelges abietis* (L.), *A. laricis* Vallot, *A. nusslini* (Borner), *A. piceae* (Ratz.), *A. tsugae* Annand
	Aleyrodides	*Dialeurodes chittendeni* Laing
	Aphidides	*Acyrthosiphon caraganae* (Cholodkovsky), *Chaetoporella aceris* (L.), *Elatobium abietinum* (Walker), *Euceraphis punctipennis* (Zetterstedt), *Hyadaphis tataricae* (Aizenberg), *Periphyllus californiensis* (Shinji), *P. testudinacea* (Fernie)
	Cercopides	*Aphrophora alni* (Fallen)
	Cicadellides	*Aguriahana stellulata* (Burmeister), *Allygus mixtus* (Fabricius), *Empoasca bipunctata* (Oshanin), *E. luda* Davidson et DeLong, *E. populi* Edwards, *E. smaragdula* (Fallen), *Fieberiella florii* (Stal), *Idiocerus stigmaticalis* Lewis, *Japananus hyalinus* (Osborn), *Macropsis fuscula* (Zetterstedt), *M. graminea* (Fabricius), *M. mendax* (Fieber), *M. notata* (Prohaska), *M. ocellata* Provancher, *M. vicina* (Horvath), *Oncopsis tristis* (Zetterstedt), *Opsius stactogalus* Fieber, *Orientis ishidae* (Matsumura), *Pediopsis tillae* (Germar), *Rhytidodus decimasquartus* (Schrank), *Ribautiana tenerrima* (Herrich-Schaeffer), *R. ulmi* (L.), *Typhlocyba avellanae* Edwards, *T. barbata* Ribaut, *T. candidula* Kirschbaum, *T. froggatti* Baker, *T. frustrator* Edwards, *T. hippocastani* Edwards, *T. lethierryi* Edwards,

(à suivre)

Tableau 1 (suite et fin)

Ordre	Famille	Espèce
		T. nigriloba Edwards, *T. plebeja* Edwards, *T. prunicola* Edwards, *T. quercus* (Fabricius), *Zygina flammigera* (Fourcroy)
	Diaspidides	*Dynaspidiotus britannicus* (Newstead)
	Ériococcides	*Cryptococcus fagisuga* Lindinger, *Gossyparia spuria* (Modeer)
	Ériosomatides	*Eriosoma ulmi* (L.), *Pemphigus bursarius* (L.)
	Psyllides	*Psyllopsis fraxinicola* (Forster)
Hyménoptères	Argides	*Arge ochropa* (Gmelin)
	Diprionides	*Diprion similis* (Hartig), *Gilpinia frutetorum* (Fabricius), *G. hercyniae* (Hartig), *G. viminalis* (Fallen), *Neodiprion sertifer* (Geoffroy)
	Pamphiliides	*Acantholyda erythrocephala* (L.)
	Siricides	*Sirex juvencus* (L.)
	Tenthrédinides	*Allantus basalis* (Klug), *A. cinctus* (L.), *Caliroa cerasi* (L.), *Caulocampus acericaulis* (MacGillivray), *Croesus varus* (Villaret), *Eriocampa ovata* (L.), *Fenusa dohrnii* (Tischbein), *F. pusilla* (Lepeletier), *F. ulmi* Sundevall, *Hemichroa crocea* (Geoffroy), *Heterarthrus nemoratus* (Fallen), *Hoplocampa brevis* (Klug), *H. testudinea* (Klug), *Macrophya punctum-album* (L.), *Messa nana* (Klug), *Nematus ribesii* (Scopoli), *N. salicisodoratus* Dyar, *Pontania proxima* (Lepeletier), *Pristiphora abbreviata* (Hartig), *P. erichsonii* (Hartig), *P. geniculata* (Hartig), *Profenusa thomsoni* (Konow), *Trichiocampus viminalis* (Fallen)
Lépidoptères	Choreutides	*Choreutis (Eutromula) pariana* (Clerck)
	Coléophorides	*Coleophora fuscedinella* (Zeller), *C. laricella* (Hubner), *C. serratella* (L.), *C. ulmifolliela* McDunnough
	Gélechiides	*Anacampsis populella* (Clerck), *Anarsia lineatella* Zeller, *Dichomeris marginella* (Fabricius), *Exoteleia dodecella* (L.), *Recurvaria nanella* Denis et Schiff.
	Géométrides	*Chloroclystis retangulata* (L.), *Erannis defoliaria* Clerck, *Hemithea aestivaria* Hubner, *Operophtera brumata* (L.), *Thera juniperata* (Linnaeus)
	Gracillariides	*Caloptilia negundella* (Chambers), *C. (Gracillaria) syringella* (Fabricius), *Phyllonorycter blancardella* (Fabricius)
	Lymantriides	*Euproctis chrysorrhoea* (L.), *Leucoma salicis* (L.), *Lymantria dispar* (L.), *Orgyia antiqua* (L.)
	Noctuides	*Amphipyra tragopoginis* L., *Peridroma saucia* (Hubner), *Syngrapha interrogationis* (L.)
	Oecophorides	*Cheimophila salicella* (Hubner)
	Plutellides	*Homadaula anisocentra* Meyrick
	Pyralides	*Eurrhypara hortulata* L.
	Saturniides	*Sarnia cynthia* (Drury)
	Tortricides	*Acleris comariana* (Zeller), *A. variegana* (Denis et Schiff.), *Aethes rutilana* (Hubner), *Archips podana* (Scopoli), *A. rosana* (L.), *Cnephasia longana* (Haworth), *Croesia holmiana* (L.), *Cydia pomonella* (L.), *Ditula angustiorana* (Haworth), *Epiblema cynosbatella* (L.), *Epinotia nanana* (Treitschke), *E. solandriana* (L.), *Grapholita molesta* (Busck), *Hedya nubiferana* (Haworth), *Pandemis cerasana* (Hubner), *P. heparana* (Denis et Schiff.), *Rhopobota naevana* (Hubner), *Rhyacionia buoliana* (Denis et Schiff.), *Spilonota laricana* (Heinemann), *S. ocellana* (Denis et Schiff.)
	Yponomeutides	*Ocnerostoma piniariella* Zeller, *Yponomeuta malinellus* Zeller
Thysanoptères	Thripides	*Taeniothrips inconsequens* Uzel, *Thrips calcaratus* Uzel

Source : Mattson *et al.*, 1994, liste révisée intégrant les nouvelles mentions canadiennes. Voir la référence originale pour la date et l'emplacement de chaque introduction, la répartition, le statut du ravageur, les plantes-hôtes, les habitudes alimentaires et les documents de référence.

L'exploitation des forêts de pin blanc (*Pinus strobus* L.) occupait une place fondamentale dans l'économie du Canada à ses débuts. La détection de la rouille vésiculeuse du pin blanc (*Cronartium ribicola* J.C. Fisch.) (figure 2) en 1917, suivant l'introduction de la maladie aux États-Unis vers 1910, a joué un rôle prépondérant dans la mise sur pied du service fédéral des forêts (Johnstone, 1991) et mené à la fusion des aspects scientifiques et économiques de la foresterie en un seul organisme et à la mise sur pied d'un programme national de relevés des insectes et des maladies des arbres forestiers. Par suite des coupures importantes imposées au cours des années 1990 aux organismes scientifiques fédéraux, ce service a été démantelé. Toutes les espèces indigènes du groupe du pin blanc sont menacées par la rouille vésiculeuse du pin blanc (Hoff *et al.*, 1980). Les espèces les plus sensibles sont le pin à blanche écorce (*P. albicaulis* Engelm.) et le pin flexible (*P. flexilis* James). Ces deux espèces ont une grande valeur comme habitat pour les espèces sauvages. La maladie a considérablement entravé l'aménagement de plantations commerciales de pin blanc.

Invertébrés exotiques

Introductions d'insectes exotiques

Au moins 180 espèces d'insectes exotiques qui se nourrissent sur des plantes ligneuses se sont établies

Tableau 2. Insectes exotiques se nourrissant sur des plantes ligneuses en Amérique du Nord

Ordre	États-Unis	Canada	É.-U. + Canada	Inconnu	Total
Coléoptères	49	3	32	20	104
Diptères	6	2	4	1	13
Hémiptères	8	2	0	3	13
Homoptères	44	11	43	16	114
Hyménoptères	5	3	28	2	38
Isoptères	1	0	0	0	1
Lépidoptères	10	14	37	19	80
Orthoptères	1	0	0	0	1
Psocoptères	1	0	0	0	1
Thysanoptères	1	0	2	1	4
Total	**126**	**35**	**146**	**62**	**369**

Synthèse à partir de Mattson *et al.*, 1994.

Tableau 3. Introductions en Amérique du Nord d'insectes se nourrissant sur des plantes ligneuses au Canada*

Ordre	<1800	1800–19	1820–39	1840–59	1860–79	1880–99	1900–19	1920–39	1940–59	1960–79
Coléoptères	0	1	2	1	4	3	5	3	4	1
Diptères	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Hémiptères	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Homoptères	0	0	0	0	1	7	10	5	8	9
Hyménoptères	1	0	0	0	1	5	2	7	1	3
Lépidoptères	2	0	0	1	5	4	8	9	2	6
Thysanoptères	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Total	**3**	**1**	**2**	**2**	**11**	**19**	**26**	**27**	**16**	**21**

*Le total pour chaque famille peut être inférieur au total inscrit au tableau 2 parce que les dates de certaines introductions sont inconnues.

Synthèse à partir de Mattson *et al.*, 1994.

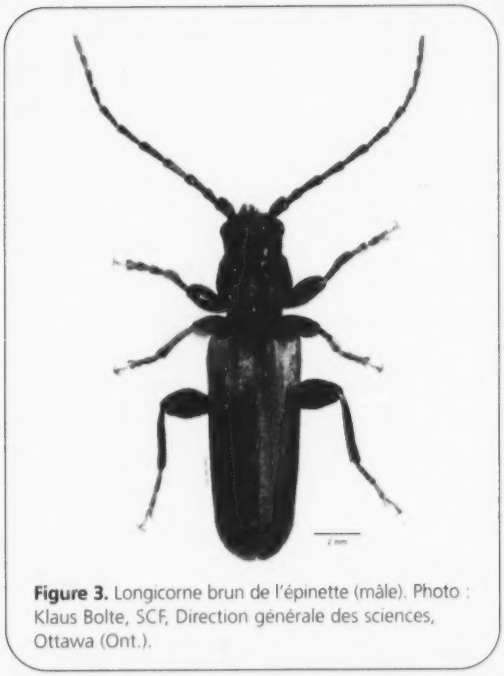


Figure 3. Longicorne brun de l'épinette (mâle). Photo : Klaus Bolte, SCF, Direction générale des sciences, Ottawa (Ont.).

Figure 4. Résine s'échappant des nombreuses blessures infligées au tronc d'une épinette rouge (*Picea rubens* Sargent) par des longicornes bruns de l'épinette. Photo : K.J. Harrison, SCF, CFA, Fredericton (N.-B.).

au Canada (tableaux 1 et 2). Comme les champignons pathogènes, ces insectes ont non seulement provoqué la mort de nombreuses plantes hôtes, mais ils ont complètement déstabilisé les principaux écosystèmes forestiers et provoqué la disparition d'espèces indigènes. Les données disponibles portent à croire que certains insectes européens ont complètement déplacé leurs équivalents nord-américains dans certaines niches. Le phénomène a été qualifié d'agression hostile par Niemelä et Mattson (1996). Certains insectes exotiques sont devenus des ravageurs économiques importants. C'est le cas, notamment, de la spongieuse (*Lymantria dispar* (L.)), du puceron lanigère du sapin (*Adelges piceae* (Ratz.)), du pamphile introduit du pin (*Acantholyda erythrocephala* (L.)), du grand hylésine des pins (*Tomicus piniperda* (L.)), du diprion importé du pin (*Diprion similis* Hartig) et du porte-case du bouleau (*Coleophora serratella* L.).

La plupart des insectes envahissants appartiennent à l'ordre des Homoptères (pucerons, cochenilles, cicadelles, cigales, etc.), des Lépidoptères (papillons de jour et de nuit), des Coléoptères (chrysomèles, charançons, etc.) et des Hyménoptères (guêpes, abeilles, fourmis, diprions et tenthrèdes, etc.). L'endroit et le moment précis où ont eu lieu les introductions demeurent dans bien des cas indéterminés, de même que l'ampleur de la dispersion subséquente des espèces introduites. Il est cependant clair que les introductions se sont succédé à un rythme largement supérieur à une espèce par année au cours du siècle dernier (tableau 3) et que de nouvelles introductions se produisent encore. Par exemple, le longicorne brun de l'épinette (*Tetropium fuscum* (Fabricius)) (figure 3) a été détecté pour la première fois à Halifax, en 1999. Son introduction remonte au moins à 1990, des individus ayant été découverts parmi un lot de spécimens d'une espèce semblable capturés cette année-là. Le longicorne brun de l'épinette appartient à la famille des Cérambycides, groupe de grands coléoptères dont les larves forent des galeries dans les arbres. Première espèce exotique de cette famille à s'établir au Canada, elle a été la cible d'une importante campagne d'éradication visant à protéger les épinettes (*Picea* spp.), groupe dont toutes les espèces présentent une grande importance commerciale (figure 4).

Il s'écoule souvent au moins 10 ans entre l'introduction d'une espèce exotique et sa détection. Lorsqu'un insecte exotique nuisible n'est pas détecté rapidement, son éradication devient difficile, voire impossible. D'où l'importance des programmes de surveillance continue visant à déceler les nouvelles introductions. Un autre cérambycide exotique nuisible, le longicorne asiatique ou longicorne étoilé (*Anoplophora glabripennis* Mots.), a été découvert à New York en 1996 et à Chicago en 1998. L'abattage de milliers d'arbres de rue n'a pas permis d'enrayer la propagation de l'insecte. Les hôtes préférés du longicorne asiatique sont deux espèces d'érables

couramment plantés comme arbres d'ornement, soit l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.) et l'érable de Norvège (*A. platanoides* L.). Le ravageur attaque également les marronniers (*Aesculus* spp.), les bouleaux (*betula* spp.), les saules (*Salix* spp.), les peupliers (*Populus* spp.), les frênes (*Fraxinus* spp.), le robinier faux-acacia (*Robinia pseudoacacia* L.), les pommiers (*Malus* spp.), les mûriers (*Morus* spp.), les ormes et d'autres essences.

Comportement des insectes ravageurs exotiques

La spongieuse attaque un grand nombre d'espèces d'arbres et d'autres plantes (plus de 500 espèces). Elle est bien établie depuis l'Ontario jusqu'aux provinces Maritimes (voir Nealis dans le présent ouvrage, p. 151). Par suite de son introduction récente dans l'île de Vancouver (Colombie-Britannique), des mesures de quarantaine ont été imposées. Durant les pullulations graves, en juin, les chenilles peuvent défolier complètement les arbres infestés, tuer des conifères comme les pins et réduire la croissance de feuillus comme les chênes. Les populations de spongieuse augmentent habituellement rapidement pour atteindre des proportions épidémiques avant de s'effondrer subitement et de se maintenir longtemps en faibles nombres.

Les adelgides forment une famille d'insectes aptères qui se nourrissent exclusivement de la sève des conifères. Ces insectes sont apparentés aux pucerons (Aphides), et les deux familles incluent bon nombre des ravageurs exotiques les plus dommageables en Amérique du Nord. Le puceron lanigère du sapin est un important ravageur du sapin baumier dans l'est du Québec et les provinces de l'Atlantique. Il a causé la mort de très nombreux arbres dans des peuplements de sapin de Fraser (*Abies fraseri* (Pursh) Poir.) du sud des Appalaches, aux États-Unis. En Colombie-Britannique, il attaque également le sapin gracieux (*A. amabilis* (Dougl. ex Loud.) Dougl. ex J. Forbes) et le sapin subalpin (*A. lasiocarpa* (Hook.) Nutt.), et il est la cible de mesures de quarantaine. La plantation de sapins gracieux est interdite en Colombie-Britannique depuis 1996 en raison de la sensibilité de cette essence aux attaques du puceron lanigère du sapin (Carrow, 1973). En se nourrissant sur la tige des arbres, ce ravageur provoque un gonflement important des tissus et une réduction de la qualité des fibres ligneuses. Un deuxième type de dommage, fréquemment appelé « goutte », se produit lorsqu'un grand nombre de pucerons se rassemblent au niveau de la cime pour se nourrir sur les jeunes tiges, causant le renflement et la déformation des rameaux. Ces deux types d'alimentation peuvent provoquer la mort des arbres infestés.

Figure 5. Grand hylésine des pins sur une pousse endommagée. Photo : SCF, CFGL, Sault Ste. Marie (Ont.).

Le comportement d'un ravageur exotique qui se nourrit sur les arbres est moins prévisible que celui des espèces indigènes. Par exemple, un porte-scie d'origine européenne, le pamphile introduit du pin, est présent en Ontario depuis 1961. Jusque vers 1994, l'insecte se nourrissait principalement sur des arbres de petite taille, mais depuis cette date, il attaque indifféremment les sujets de toutes tailles. Autrefois confiné à l'est de l'Amérique du Nord, il est apparu récemment à Edmonton (Alberta). Une autre espèce exotique dont l'aire de répartition s'est considérablement étendue et dont la gamme d'hôtes s'est nettement diversifiée est le grand hylésine des pins (figure 5). Depuis son introduction à Cleveland (Ohio) en 1992, le ravageur s'est propagé rapidement, apparaissant en Ontario en 1993 et au Québec en 1998. Au début, seules les plantations de pin sylvestre (*Pinus sylvestris* L.) cultivés comme arbres de Noël étaient vulnérables. En 1998, toutefois, des dommages considérables, entraînant parfois la mort d'arbres, ont été observés dans des peuplements de pin blanc, de pin rouge (*P. resinosa* Ait.) et de pin gris (*P. banksiana* Lamb.) en Ontario. Comme tous ces peuplements se trouvaient à proximité de peuplements de pin sylvestre, il se peut que le ravageur attaque des spécimens sains d'autres espèces de pins uniquement lorsqu'un peuplement de pin sylvestre, lui-même une espèce exotique, se trouve à proximité (Ministère des Ressources naturelles, 2000).

Le diprion importé du pin est une autre espèce exotique qui se nourrit de préférence sur le pin sylvestre mais

qui peut attaquer des espèces de pins indigènes. Selon Niemelä et Mattson (1996), l'abondance de plantes exotiques près des ports d'entrée et dans les habitats perturbés en Amérique du Nord pourrait contribuer au succès des divers ravageurs exotiques qui se nourrissent du nectar et du feuillage des plantes exotiques avant de pondre leurs oeufs sur des plantes indigènes.

Certains insectes exotiques pourraient avoir remplacé des espèces indigènes équivalentes dans certaines niches, les « agressions hostiles » de Niemelä et Mattson (1996). Le porte-case du bouleau, papillon de nuit exotique dont les chenilles minent les feuilles des plantes hôtes, de même que quatre espèces exotiques de porte-scie, également mineuses durant leur vie larvaire, sont maintenant les principaux phyllophages du bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marsh.) dans une bonne partie de l'aire de répartition de cette essence. Bien que les dégâts causés par l'alimentation des larves n'entraînent généralement pas directement la mort des arbres infestés, ils déstabilisent les peuplements de bouleau à papier, un des feuillus dominants au Canada, en réduisant la résistance des arbres à la sécheresse et en les rendant plus vulnérables aux attaques létales des insectes xylophages et des champignons.

Invertébrés du sol exotiques

Les charançons radicicoles sont un autre groupe important d'insectes exotiques à la fois abondants dans les forêts d'Amérique du Nord (par exemple, diverses espèces d'*Otiorhynchus*, de *Polydrusus* et de *Phyllobius*) et, paradoxalement, peu étudiés (Mattson, 1998). Les adultes comme les larves peuvent infliger de graves dommages aux semis. Des études réalisées dans des pépinières d'arbres de la Colombie-Britannique ont révélé que le charançon de la racine du fraisier (*Otiorhynchus ovatus* L.), le charançon à stries rugueuses (*O. rugosostriatus* Goeze) et le charançon noir de la vigne (*O. sulcatus* Fabr.) causent des dommages considérables en provoquant l'annélation des tiges et la mort des semis. Les larves du charançon de la racine du fraisier et du charançon noir de la vigne vivent dans le sol. Elles se nourrissent sur les racines des semis, infligeant par le fait même des dommages importants aux semis. Selon Mattson (1998), ces immigrants peu visibles et peu étudiés pourraient avoir des impacts écologique graves mais insoupçonnés, tant dans les forêts indigènes que dans les pépinières.

En général, on sait très peu de choses sur les organismes du sol exotiques en comparaison des espèces qui habitent la cime des arbres forestiers. Parkinson et ses collègues ont toutefois montré que les vers de terre exotiques ont des impacts considérables dans les peuplements de peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.) et de pin tordu latifolié (*Pinus contorta* Dougl. ex Loud. var. *latifolia* Engelm.) en Alberta : augmentation de la croissance des plantes de l'étage inférieur (Scheu et Parkinson, 1994), baisse de la diversité et de la richesse des champignons, réduction des concentrations d'éléments nutritifs disponibles pour les microorganismes du sol et accélération du renouvellement de la litière (McLean et Parkinson, 1997, 2000). Bien que les espèces exotiques de vers de terre se propagent plus lentement que les insectes et les champignons, leur impact écologique est très important.

Agents de lutte biologique

Les agents de lutte biologique exotiques ont réduit les effectifs d'un petit groupe d'insectes exotiques et les dommages écologiques et économiques qu'ils causaient jusque-là dans les forêts de l'Amérique du Nord (Mattson, 1998). Parmi les ravageurs dont les effectifs ont ainsi été réduits figurent trois défoliateurs, soit le porte-case du mélèze (*Coleophora laricella* Hbn.), le diprion européen de l'épinette (*Gilpinia hercyniae* Hartig) et la tenthrède du mélèze (*Pristiphora erichsonii* Hartig), et un perce-pousse, le perce-pousse européen du pin (*Rhyacionia buoliana* Denis et Schiff.). Par exemple, le diprion européen de l'épinette était considéré comme un défoliateur important de l'épinette jusqu'à ce qu'un virus entomopathogène soit introduit au Canada à des fins de lutte biologique (Clark *et al.*, 1973). Les oiseaux forestiers ont vraisemblablement favorisé la propagation de cet agent de lutte biologique, dont le potentiel très infectieux n'est pas diminué par le passage dans le tractus digestif des oiseaux (Entwistle *et al.*, 1978).

L'article de Corrigan (p. 279 dans le présent ouvrage) traite en détail de la lutte biologique classique, laquelle n'est pas une panacée. La mise au point d'agents de lutte biologique à la fois sûrs et efficaces est un processus cher et fastidieux. Ces agents se révèlent souvent inefficaces contre les ravageurs ciblés, et comme ils présentent eux-mêmes un risque pour les espèces végétales et animales indigènes à titre d'espèces exotiques, ils doivent être soigneusement étudiés. Parmi les 13 espèces de parasites introduits au Canada pour combattre le perce-pousse européen du pin, 10 ne se sont pas établies, et plusieurs n'auraient jamais été introduites si le processus de sélection avait été plus rigoureux (Schroder, 1974). Néanmoins, la lutte biologique s'avère la méthode la plus efficace pour atténuer les dommages causés par les ravageurs exotiques dans les forêts naturelles tout en réduisant au maximum les effets sur les organismes non visés.

Avantage compétitif des insectes ravageurs exotiques

Selon Sagoff (2000), la distinction entre les espèces indigènes et les espèces non indigènes n'est pas pertinente et ne permet pas de prédire l'ampleur des incidences économiques et écologiques d'une espèce

donnée. Toutefois, il y a de bonnes raisons de croire qu'une telle distinction est tout-à-fait pertinente dans le cas des insectes. Niemelä et Mattson (1996) ont examiné le « bilan négatif » des échange d'insectes entre l'Europe et l'Amérique du Nord. En effet, alors qu'environ 300 des 400 espèces d'insectes exotiques se nourrissant sur les plantes ligneuses d'Amérique du Nord proviennent d'Europe, seulement 34 espèces ont fait le trajet inverse. Ces auteurs émettent deux hypothèses pour expliquer ce déséquilibre : la présence d'un plus grand nombre de possibilités écologiques en Amérique du Nord, ou la supériorité des insectes européens sur le plan de la compétition.

L'existence d'un plus grand nombre de possibilités écologiques en Amérique du Nord est due à la présence d'un plus grand nombre d'espèces d'hôtes potentiels possédant par surcroît une aire de répartition moins fragmentée. De nombreuses espèces d'arbres sont disparues en Europe durant la dernière période glaciaire, mais les insectes européens ont peut-être conservé leur capacité de coloniser des espèces nord-américaines apparentées à ces espèces aujourd'hui disparues. En outre, de façon générale, les essences européennes comme les bouleaux assurent la survie d'un plus grand nombre d'espèces d'insectes que leurs homologues nord-américaines. Les insectes provenant d'Europe peuvent être avantagés par le nombre relativement faible d'espèces d'insectes vivant sur les arbres canadiens.

La supériorité compétitive des insectes européens peut avoir été favorisée par les fortes pressions sélectives induites par la fragmentation et la perturbation des habitats. Plusieurs facteurs ont contribué à la fragmentation et à la perturbation plus marquée des habitats forestiers en Europe, en particulier la topographie plus accidentée, l'impact plus prononcé de la glaciation et la déforestation par les humains. La reproduction asexuée (parthénogenèse) est un mécanisme qui permet aux populations de plusieurs groupes d'insectes européens importants d'augmenter rapidement (adelgides, cochenilles, scolytes et porte-scie). En outre, la proximité du Gulf Stream permet à des types forestiers équivalents de croître à des latitudes plus élevées en Europe (en Scandinavie par exemple) qu'en Amérique du Nord. Les insectes forestiers européens adaptés à des latitudes élevées et à une courte photopériode n'ont aucune difficulté à s'établir dans les forêts nord-américaines de plus faible latitude. Chez ces insectes, la diapause est induite par un intervalle de photopériode beaucoup plus étendu que chez les insectes adaptés à des latitudes plus faibles, ce qui leur permet de survivre aux conditions rigoureuses des hivers canadiens.

Chez les insectes européens, la levée de la diapause au printemps est également déclenchée par un intervalle plus large de photopériode. La spongieuse et le perce-pousse européen du pin, deux espèces européennes qui sont aujourd'hui considérées comme des ravageurs importants au Canada, exploitent cet avantage en occupant les meilleurs habitats d'alimentation avant l'émergence de leurs compétiteurs indigènes. Ce mode d'alimentation printanier est également observé chez plusieurs autres espèces exotiques de papillons de nuit et chez deux espèces de thysanoptères (thrips) établies au Canada (Niemelä et Mattson, 1996).

Plantes exotiques

L'impact direct des plantes vasculaires et des vertébrés exotiques sur les forêts canadiennes a été nettement moins prononcé que celui des insectes et agents pathogènes exotiques. Alors que ces derniers ont déplacé des espèces indigènes dans certains habitats et colonisé avec succès les vastes forêts publiques canadiennes exploitées pour le bois d'oeuvre, les premiers demeurent largement confinés aux habitats perturbés et aux milieux de début de succession (voir Haber dans le présent ouvrage, p. 43). Il convient cependant de rappeler que le commerce des plantes évoluées exotiques (ou de certaines de leurs composantes) a favorisé l'introduction au Canada de nombreuses espèces d'insectes nuisibles et d'agents pathogènes exotiques (Allen, 1998; voir également Dawson dans le présent ouvrage, p. 243).

À mesure que la fragmentation des forêts s'accentue — en particulier dans le sud du Canada — l'impact des plantes évoluées et des vertébrés exotiques devient plus évident. La gestion des forêts restantes constitue un enjeu important dans les régions urbanisées, qui peuvent devenir des foyers pour la multiplication et la propagation d'espèces envahissantes comme le nerprun cathartique (*Rhamnus cathartica* L.). Les routes et les déplacements des humains favorisent également la propagation d'espèces de plantes nuisibles qui prospèrent dans les paysages urbains modifiés et qui envahissent les forêts indigènes (voir Haber dans le présent ouvrage, p. 43).

Le cas du genêt à balais (*Cytisus scoparius* (L.) Link) illustre bien ce phénomène. Largement utilisé comme plante d'ornement et pour consolider les tranchées de route, le genêt à balais est en train d'envahir les forêts sèches de douglas vert (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco var. *menziesii*) dans le sud de l'île de Vancouver. Se propageant aux forêts à partir des voies d'accès, le genêt à balais devient particulièrement envahissant quand l'exploitation forestière entraîne l'ouverture d'un peuplement. En raison de la rapidité de sa régénération et de sa croissance, il entrave l'établissement des semis de douglas (Peterson et Prasad, 1998). La centaurée diffuse (*Centaurea diffusa* Lam.) est une autre mauvaise herbe exotique qui peut menacer la survie et la croissance des semis dans les plantations de conifères de la Colombie-Britannique (Powell *et al.*, 1997).

Tableau 4. Plantes exotiques envahissantes dans les forêts canadiennes

Espèce	Nom scientifique	Commentaires
Érable ginnala	*Acer ginnala*	Planté en de nombreux endroits et en expansion, sud de l'Ontario.
Érable de Norvège	*Acer platanoides*	Impact local, ravins urbains, aires naturelles, Ontario.
Alliaire officinale	*Alliaria petiolata*	Problème majeur, menace le stylophore à deux feuilles et le ginseng à cinq folioles, deux espèces en danger de disparition, Ontario et Québec.
Bouleau verruqueux	*Betula pendula*	Impact local, Ontario.
Caragana arborescent	*Caragana arborescens*	Envahit les boisés situés à proximité des plantations brise-vent, Alberta.
Centaurée diffuse	*Centaurea diffusa*	Entrave la survie et la croissance des semis de conifères dans les forêts montagnardes de mi-altitude de la zone intérieure de la Colombie-Britannique.
Centaurée maculée	*Centaurea maculosa*	Effets similaires à ceux de l'espèce précédente.
Chardon vulgaire	*Cirsium vulgare*	Établi dans les zones de coupes à blanc pratiquées dans des peuplements de pin tordu, Saskatchewan.
Genêt à balais	*Cytisus scoparius*	Problème majeur en Colombie-Britannique dans les habitats à chêne de Garry, une espèce menacée.
Fusain ailé	*Euonymus alatus*	Planté en de nombreux endroits, envahit les parcs urbains, Ontario.
Fusain d'Europe	*Euonymus europaeus*	Effets similaires à ceux de l'espèce précédente.
Lierre terrestre	*Glechoma hederacea*	Forme des tapis dans les boisés riverains et les tremblaies, Saskatchewan.
Lierre commun	*Hedera helix*	Tue des arbres matures dans les milieux naturels, Colombie-Britannique.
Julienne des dames	*Hesperis matronalis*	Comme *l'Alliaria petiolata*, menace des plantes indigènes, mais ses effets sont modérés, Ontario et Québec.
Houx commun	*Ilex aquifolium*	Envahit les forêts fermées du Vancouver métropolitain, Colombie-Britannique.
Troène	*Ligustrum* sp.	Envahit des boisés près de Hamilton, Ontario.
Chèvrefeuille de Tartarie	*Lonicera tatarica*	Problème majeur dans les lisières de boisés, sud de l'Ontario.
Mûrier blanc	*Morus alba*	Dans les lisières des forêts, menace le mûrier rouge, une espèce en danger de disparition, en s'hybridant avec lui, Ontario.
Pin sylvestre	*Pinus sylvestris*	Impact modéré, Ontario.
Peuplier blanc	*Populus alba*	Impact local, Ontario, s'hybride avec des espèces de peupliers indigènes.
Chêne pédonculé	*Quercus robur*	Espèce préoccupante en Nouvelle-Écosse.
Nerprun cathartique	*Rhamnus cathartica*	Problème majeur, extrêmement envahissant dans les lisières de forêts, les plaines inondables, Ontario, Québec, Maritimes.
Nerprun bourdaine	*Rhamnus frangula*	Impact modéré dans les marécages et les milieux humides, Ontario et Québec; impact local dans les provinces Maritimes.
Robinier faux-acacia	*Robinia pseudoacacia*	Impact local, Ontario.
Lilas commun	*Syringa vulgaris*	Impact local en Ontario, propagation limitée à partir du lieu d'introduction.
Gorse	*Ulex europaeus*	Occupe de vastes étendues dans le sud de l'île de Vancouver, Colombie-Britannique, source de préoccupation croissante.
Viorne obier	*Viburnum opulus*	Fréquemment planté, en expansion dans le sud de l'Ontario.

Erich Haber, Services botaniques nationaux, Ottawa, comm. pers.

Tableau 5. Sélection de vertébrés terrestres introduits à Terre-Neuve

Espèce	Nom scientifique	Commentaires
Souris sylvestre	*Peromiscus maniculatus*	Introduite accidentellement, peut-être dans de la paille provenant des Maritimes — maintenant répandue dans toute l'île. Effet du premier ordre : augmentation de l'apport de nourriture pour le renard et la martre, deux prédateurs indigènes; effet du deuxième ordre : les populations du renard augmentent et attaquent la martre et le lièvre arctique.
Musaraigne cendrée	*Sorex cinereus*	Importée en 1958 du Nouveau-Brunswick pour combattre la tenthrède du mélèze. S'est propagée dans toute l'île au cours de la décennie qui a suivi son introduction. Proie de la martre. Impact largement méconnu.
Écureuil roux	*Tamiasciurus hudsonicus*	Introduit en 1963–1964. Effet du premier ordre : augmentation de l'apport de nourriture pour le renard et la martre, deux prédateurs indigènes; effet du deuxième ordre : les populations du renard augmentent et attaquent la martre et le lièvre arctique.
Tamia rayé	*Tamias striatus*	Introduit en 1962 dans les parcs provinciaux par le gouvernement pour des raisons esthétiques. Effet du premier ordre : augmentation de l'apport de nourriture pour le renard et la martre, deux prédateurs indigènes; effet du deuxième ordre : les populations du renard augmentent et attaquent la martre et le lièvre arctique.
Gélinotte huppée **Tétras du Canada**	*Bonasa umbellus* *Dendragapus canadensis*	Introduites par le gouvernement au cours des années 1960. Effet du premier ordre : augmentation de l'apport de nourriture pour le renard et la martre, deux prédateurs indigènes; effet du deuxième ordre : les populations du renard augmentent et attaquent la martre et le lièvre arctique.
Coyote	*Canis latrans*	A atteint l'île naturellement à partir de l'île du Cap-Breton au début des années 1980. Signalé pour la première fois en 1986 ou 1987. Accroît les pressions dues à la prédation qui pèsent sur les espèces indigènes et menace tout particulièrement la martre de Terre-Neuve et le lièvre arctique, les deux espèces indigènes les plus rares dans l'île. Attaque les jeunes caribous. Déplacera et tuera le renard roux, une espèce indigène.
Lièvre d'Amérique	*Lepus americanus*	Importé de la Nouvelle-Écosse dès 1864 pour diversifier les populations de gibier. Effet du premier ordre : accroît la diversité des petits mammifères et proie de prédilection du renard et de la martre, deux prédateurs indigènes; effet du deuxième ordre : les populations du renard augmentent et attaquent la martre ou le lièvre arctique.
Orignal	*Alces alces*	Introduit en 1878, puis de nouveau en 1904. La deuxième introduction a été couronnée de succès. Le broutage de l'orignal a transformé les sapinières en pessières noires. Les jeunes veaux sont la proie de l'ours noir. L'impact de l'orignal sur la dynamique des populations de l'ours noir demeure toutefois à quantifier.
Vison d'Amérique	*Mustela vison*	Introduit par l'industrie de la fourrure au début des années 1930. Échappé et relâché délibérément par des éleveurs en 1938. Impact indéterminé sur les écosystèmes.
Rat surmulot	*Rattus norvegicus*	Essentiellement associé aux humains — décharges publiques, camps d'exploitation forestière, etc. Proie du renard et de la martre, deux prédateurs indigènes.
Souris commune	*Mus musculus*	Essentiellement associé aux humains — décharges publiques, camps d'exploitation forestière, etc. Proie du renard et de la martre, deux prédateurs indigènes.

Brian Hearn, RNCan, Centre de foresterie de l'Atlantique, Corner Brook (T.N.), comm. pers.

À ce jour, toutefois, les plantes supérieures envahissantes compromettent davantage la conservation des plantes indigènes rares et en danger de disparition au Canada que l'exploitation commerciale des forêts (tableau 4). Le genêt à balais est en train d'envahir les boisés de chêne de Garry (*Quercus garryana* Dougl.) dans l'île de Vancouver et menace d'y provoquer la disparition d'un certain nombre d'espèces végétales figurant sur la liste fédérale des espèces en péril ou confinées à ces habitats naturels rares. L'alliaire officinale (*Alliaria petiolata* (Bieb.) Cavara et Grande) est une mauvaise herbe envahissante qui menace des plantes indigènes rares dans la forêt carolinienne du sud de l'Ontario. Elle est l'une des rares plantes capables de croître dans les conditions de plein ombre que présente le couvert forestier intact (Nuzzo and McKnight, 1993). À cet égard, elle se distingue de la très grande majorité des autres plantes exotiques qui sont confinées aux habitats perturbés.

Vertébrés exotiques

Lorsque la question des espèces exotiques est soulevée, de nombreuses personnes pensent aux animaux qui partagent nos environnements urbains, principalement le rat surmulot (*Rattus norvegicus* Berkenhout), l'étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris* L.), le moineau domestique (*Passer domesticus* L.) et le pigeon biset (*Columba livia* Gmelin). Les oiseaux exotiques ont provoqué une réduction importante des populations de nombreuses espèces d'oiseaux forestiers canadiens en livrant à ces dernières une compétition agressive pour les cavités de nidification dans les arbres et les ressources alimentaires. Le chat (*Felis catus L.*) fait de nombreuses victimes parmi les oiseaux forestiers dans les régions suburbaines. À l'échelle planétaire, ce sont les vertébrés exotiques qui ont été les plus dévastateurs pour la biodiversité des îles isolées sur le plan géographique et évolutif, et ils ont causé la disparition de nombreuses espèces dans de ces régions. Relativement peu d'attention a été accordée au transfert d'espèces exotiques dans les îles isolées du Canada.

Après la dernière déglaciation, l'île de Terre-Neuve comptait beaucoup moins d'espèces de mammifères que la portion continentale du Canada. Un grand nombre de mammifères non indigènes y ont été introduits au fil des ans (tableau 5), et les résultats sont variables. On craint que l'introduction de petits mammifères provoque un accroissement des populations du renard et intensifie la pression exercée par ce prédateur sur la martre de Terre-Neuve (*Martes americana* Turton), une sous-espèce en danger de disparition de la martre d'Amérique L'augmentation phénoménale des effectifs de l'orignal (*Alces alces* L.), introduit en 1878, constitue également une source de préoccupation. Le cheptel est actuellement évalué à plus de 100 000 têtes. Une telle augmentation fait évidemment le bonheur des chasseurs, mais le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.) est à la fois l'aliment préféré de l'orignal (Crete et Bedard, 1975) et la principale essence commerciale de Terre-Neuve. La pression accrue causée par le broutage de l'orignal empêche généralement la régénération du sapin dans les régions exploitées et ajoute un élément d'imprévisibilité aux résultats de certaines pratiques d'aménagement comme les coupes d'éclaircie précommerciale.

Rôle de la science et de l'information

Cet aperçu des méfaits des espèces exotiques dans les forêts canadiennes rappelle la nécessité d'intensifier les efforts de prévention et de lutte contre les espèces envahissantes. La capacité du Canada dans la prévention et la résolution du problème des espèces exotiques est insuffisante à bien des égards. De nouvelles espèces exotiques comme le longicorne brun de l'épinette échappent souvent aux efforts de détection pendant de longues périodes, ce qui rend les mesures de lutte plus difficiles, plus chères et plus controversées. La qualité des programmes de surveillance des insectes, des agents pathogènes et des mauvaises herbes s'est considérablement détériorée, tout comme les ressources affectées à l'identification des espèces exotiques. Le gouvernement fédéral ne finance à peu près plus de recherches sur les nouvelles options de lutte biologique contre les ravageurs forestiers exotiques.

La sensibilisation de la population, et sa participation, peuvent jouer un rôle important dans l'atténuation de l'impact d'espèces exotiques comme l'alliaire officinale et le genêt à balais. Contre ces espèces bien établies, la lutte (y compris le désherbage à la main) est la seule option. Les campagnes de sensibilisation du public peuvent également compléter les mesures gouvernementales dans la détection et le confinement des insectes ravageurs à éradiquer.

Le Canada tarde à mettre en place un système d'information détaillé permettant de retracer les espèces exotiques, et les avantages d'un tel système n'ont jamais été reconnus. Les principales sources d'information utilisées dans le présent survol ont été élaborées aux États-Unis. Une étroite collaboration avec notre voisin du sud est essentielle, mais le Canada n'en fait pas assez dans le domaine de la gestion de l'information. Compte tenu de la place importante qu'occupe la gestion du savoir dans l'économie canadienne et des progrès rapides que connaissent les systèmes de recherche et d'intégration de l'information (souvent en ligne), il faudra absolument créer de nouveaux programmes en gestion de l'information biologique et y affecter les fonds nécessaires.

L'expansion de notre expertise taxonomique et de nos mécanismes de surveillance, de lutte et de gestion de l'information constituent un enjeu de taille qui nécessite la collaboration de tous les acteurs intéressés. En ce qui concerne la lutte contre les espèces exotiques envahissantes dans les forêts, le Service canadien des forêts et l'Agence canadienne d'inspection des aliments doivent assumer leur rôle de chef de file, mais d'autres organismes, dont le Service canadien de la faune, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Parcs Canada et le Musée canadien de la nature, peuvent fournir un soutien important. Il importe également de restaurer une expertise taxonomique dans des secteurs critiques comme l'identification des maladies des arbres et de remettre en état les principales collections de référence. Le gouvernement fédéral devra investir afin d'accroître sa capacité scientifique — ressources humaines et infrastructure — dans divers domaines.

Une évaluation interne réalisée par le Service canadien des forêts (Bowers *et al.*, 2000) a mis en évidence une série de lacunes qui entravent les efforts visant à prévenir l'introduction et la propagation des espèces exotiques envahissantes dans les forêts canadiennes. Les champignons constituent l'une des composantes les moins bien connues de la biodiversité à l'échelle planétaire, moins de 5 % des espèces ayant été décrites à ce jour. Dans une perspective de quarantaine, il faut s'employer en priorité à mettre en place une expertise dans l'identification des champignons ophiostomatoïdes causant la coloration du bois et des insectes vecteurs qui interviennent dans leur propagation (perceurs du bois et scolytes). Il est également important d'accroître notre capacité en biosystématique, notamment dans l'utilisation des outils moléculaires, pour les autres groupes de champignons (rouilles, chancres, champignons responsables de la carie des racines et du pied, etc.) englobant des agents pathogènes graves dont la propagation peut être favorisée par les activités humaines. En ce qui concerne les insectes ravageurs exotiques, le Canada doit adopter une stratégie globale pour être en mesure d'identifier rapidement les espèces exotiques détectées, pour mettre à niveau ses connaissances sur les agents de lutte biologique potentiels (par exemple, guêpes parasitoïdes) et pour mieux gérer ses collections et bases de données connexes.

L'urgence d'adopter de telles mesures croît de jour en jour. La Convention internationale pour la protection des végétaux envisage d'étendre son mandat, actuellement réservé à la répression des ravageurs d'importance économique, pour examiner des questions environnementales plus larges. La Convention sur la diversité biologique presse les nations d'intervenir afin d'atténuer l'impact des espèces exotiques nuisibles pour l'environnement, ou de prévenir leur introduction. Les deux traités internationaux insistent également sur le processus d'évaluation du risque dans le cas des introductions délibérées d'espèces exotiques et d'organismes génétiquement modifiés. À l'échelle planétaire, de nombreuses initiatives ont été entreprises pour développer le domaine de la taxonomie et de la gestion de l'information biologique.

Références

Allen, E.A. 1998. Interceptions d'insectes exotiques dans le bois d'arrimage et d'emballage. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Pacifique, Victoria, (C.-B.). http://www.pfc.cfs.nrcan.gc.ca/biodiversity/exotics/dunnage_f.html

Anagnostakis, S.L. 1995. The pathogens and pests of chestnuts. Pages 125–145 *in* J.H. Andrews and I. Tommerup, eds. Advances in botanical research, Vol. 21. Academic Press, New York.

Bowers, W.; Hendrickson, O.; Humble, L.; Ottens, H.; Moody, B.; Huber, J. 2000. Biosystematics–bioinformatics needs assessment. Rapport inédit disponible auprès de W. Bowers, Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie de l'Atlantique, Corner Brook (TN).

Carrow, J.R. 1973. Établissement et subsistance du puceron lanigère du sapin sur le sapin amabilis de seconde venue à moyenne altitude. Ministère de l'Environnement, Ottawa (Ont.). Revue bimestrielle de recherches 29(2):10–11.

Clark, R.C.; Clarke, L.J.; Pardy, K.E. 1973. Biological control of the European spruce sawfly in Newfoundland. Department of the Environment, Ottawa, ON. Bi-monthly Research Notes 29(1):2–3.

Crete, M; Bedard, J. 1975. Daily browse consumption by moose in the Gaspé peninsula, Quebec. J. Wildl. Manag. 39:368–373.

Entwistle, P.F; Adams, P.H.W.; Evans, H.F. 1978. Epizootiology of a nuclear polyhedrosis virus in European spruce sawfly (*Gilpinia hercyniae*): the rate of passage of infective virus through the gut of birds during cage tests. J. Invertebr. Pathol. 31:307–312.

Gibbs, J.N.; Wainhouse, D. 1986. Spread of forest pests and pathogens in the northern hemisphere. Forestry 59:141–153.

Hoff, R.; Bingham, R.T.; McDonald, G.I. 1980. Relative blister rust resistance of white pines. Eur. J. For. Pathol. 10:307–316.

Houston, D.R. 1994. Major new disease epidemics: beech bark disease. Annu. Rev. Phytopathol. 32:75–87.

Houston, D.R.; O'Brien, J.T. 1998. Beech bark disease. USDA, Forest Service. Forest Insect & Disease Leaflet 75.

Northeastern Forest Experiment Station, Hamden, CT. [imprimé et en ligne] http://www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/fidls/ beechbark/fidl-beech.htm

Hubbes, M. 1999. The American elm and Dutch elm disease. For. Chron. 75:265–273.

Johnstone, K. 1991. Forêts et tourments : 75 ans d'histoire du Service fédéral des forêts, 1899–1974. Forêts Canada, Ottawa (Ont.).

Mattson, W.J. 1998. Exotic insects in North American forests: ecological systems forever altered. Pages 187–193 *in* K.O. Britton, ed. Exotic pests of eastern forests. Tennessee Exotic Pest Plant Council and USDA, Forest Service, Asheville, NC.

Mattson, W.J.; Niemelä, P.; Millers, I.; Inguanzo, Y. 1994. Immigrant phytophagous insects on woody plants in the United States and Canada: an annotated list. USDA, North Central Forest Experiment Station. Gen. Tech. Rep. NC–169.

McLean, M.A.; Parkinson, D. 1997. Soil impacts of the epigeic earthworm *Dendrobaena octaedra* on organic matter and microbial activity in lodgepole pine forest. Can. J. For. Res. 27:1907–1913.

McLean, M.A.; Parkinson, D. 2000. Field evidence of the effects of the epigeic earthworm *Dendrobaena octaedra* on the microfungal community in pine forest floor. Soil Biol. Biochem. 32:351–360.

Ministry of Natural Resources. 2000. Pine shoot beetle. Forest Health Alert – 2. Queen's Printer for Ontario, Toronto, ON. http://www.mnr.gov.on.ca/MNR/forests/foresthealth/pineshoot/beetle.htm

Niemelä, P.; Mattson, W.J. 1996. Invasion of North American forests by European phytophagous insects: legacy of the European crucible? BioScience 46:741–753.

Nuzzo, V; McKnight, B.N. 1993. Distribution and spread of the invasive biennial *Alliaria petiolata* (garlic mustard) in North America. Pages 137–145 *in* Biological pollution: the control and impact of invasive exotic species. Indiana Academy of Science, Indianapolis, IN.

Opler, P.A. 1978. Insects of American chestnut: possible importance and conservation concern. Pages 83–85 *in* J. McDonald, ed. The American chestnut symposium. West Virginia University Press, Morgantown, WV.

Peterson, D.J.; Prasad, R. 1998. The biology of Canadian weeds, 109. *Cytisus scoparius* (L.) Link. Can. J. Plant Sci. 78:497–504.

Powell, G.W.; Wikeem, B.M.; Sturko, A; Boateng, J. 1997. Knapweed growth and effect on conifers in a montane forest. Can. J. For. Res. 27:1427–1433.

Sagoff, M. 2000. Why exotic species are not as bad as we fear. The Chronicle of Higher Education. 23 June 2000.

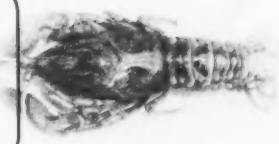
[SCF] Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada.1999. Les ravageurs forestiers étrangers : contexte du Programme scientifique du Service canadien des forêts, Direction des sciences, Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada, Ottawa (Ont.).

Scheu, S.; Parkinson, D. 1994. Effects of invasion of an aspen forest (Canada) by *Dendrobaena octaedra* (Lumbricidae) on plant growth. Ecology 75:2348–2361.

Schlarbaum, S.E.; Hebard, F.; Spaine, P.C.; Kamalay, J.C. 1997. Three American tragedies: chestnut blight, butternut canker, and Dutch elm disease. *In* K.O. Britton, ed. Exotic pests of eastern forests. Tennessee Exotic Pest Plant Council and USDA, Forest Service. Asheville, NC. http://www.srs.fs.fed.us/pubs/rpc/1999-03/rpc_99mar_33.htm

Schroder, D. 1974. A study of the interactions between the internal larval parasites of *Rhyacionia buoliana* (Lepidoptera Olethreutidae). Entomophaga 19:145–171.

Introduction et transfert d'espèces exotiques aquatiques dans le bassin hydrographique des Grands Lacs et du Saint-Laurent



Yves de Lafontaine et Georges Costan

L'introduction et la propagation d'espèces exotiques, qu'elles soient délibérées ou accidentelles, constituent une préoccupation à l'échelle mondiale, car elles menacent la diversité et l'intégrité des écosystèmes dans toutes les régions du globe (Carlton et Geller, 1993; Cohen et Carlton, 1998; Sala *et al.*, 2000). Les activités humaines, qui ont pratiquement éliminé les barrières géographiques naturelles à la dispersion et au flux génétique des espèces entre des bassins hydrographiques qui seraient normalement isolés, sont responsables en grande partie de l'introduction d'espèces dans les réseaux fluviaux (Drake *et al.*, 1989; Mills *et al.*, 1993; Mills *et al.*, 1997). En ce qui a trait à la diversité biologique, l'introduction d'espèces entraîne l'homogénéisation du biote (Rahel, 2000), et les espèces introduites deviennent à l'occasion les formes de vie dominantes de l'écosystème (Cohen et Carlton, 1998; Galatowitsch *et al.*, 1999).

Dans les eaux de l'Amérique du Nord, l'introduction d'espèces exotiques a commencé avec l'arrivée des Européens et le développement des activités économiques qui a suivi. Les premières introductions d'espèces se sont produites à la suite de lâchers délibérés de plantes importées et de l'ensemencement de poissons (Dextrase et Coscarelli, 1999). Au cours des 15 dernières années, on a accordé beaucoup d'importance aux espèces exotiques après l'introduction accidentelle de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha* (Pallas)) et de la moule quagga (*Dreissena bugensis*), la propagation de ces espèces et les impacts économiques et écologiques qu'elles ont causés (Nalepa et Schloesser, 1993; Claudi et Mackie, 1994). Ironiquement, étant donné la sensibilisation des scientifiques et du public au problème de l'introduction de telles espèces, les Grands Lacs constituent maintenant un des réseaux hydrographiques les mieux documentés, sinon le mieux documenté, en ce qui concerne les espèces exotiques. Par exemple, la revue détaillée de Mills *et al.* (1993) a recensé 139 espèces introduites dans les Grands Lacs jusqu'en 1991.

Au Canada, le réseau des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (figure 1) constitue le bassin hydrographique le plus grand et le plus important sur le plan économique (Gouvernement du Canada, 1991).

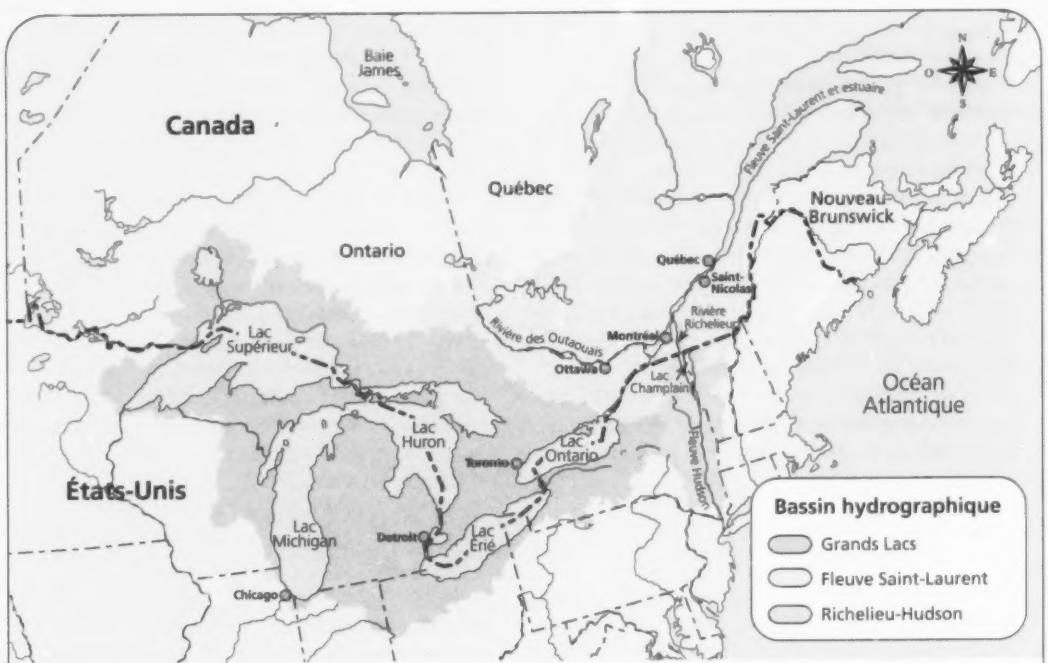


Figure 1. Bassin hydrographique des Grands Lacs et du Saint-Laurent (principaux endroits cités dans le texte).

Cependant, les activités humaines telles que l'agriculture, l'aménagement des rives, l'urbanisation et l'industrialisation ont causé des impacts graves sur l'écosystème (Shear, 1996). Depuis les explorations de Jacques Cartier, qui a navigué sur le Saint-Laurent jusqu'à Montréal en 1535, plusieurs milliers de navires étrangers et locaux ont voyagé dans le corridor du Saint-Laurent et des Grands Lacs et ont contribué au développement économique régional. Afin de faciliter le commerce de marchandises sur le continent, les Grands Lacs ont été reliés artificiellement au bassin hydrographique du fleuve Hudson par le canal Érié en 1825 et, en 1848, à celui des fleuves Illinois-Mississippi par le canal de Chicago situé à l'extrémité sud du lac Michigan (Mills *et al.*, 1999). Les changements environnementaux causés par la construction de tels ouvrages sont à l'origine de l'introduction et du transfert ultérieur de diverses espèces exotiques (Mills *et al.*, 1993; Mills *et al.*, 1999; Wiley et Claudi, 1999).

Malgré le lien naturel entre les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent, on connaît très peu les espèces exotiques du fleuve. Étant situé à l'extrémité du bassin hydrographique, le fleuve constitue l'exutoire naturel des Grands Lacs et est exposé continuellement au transport d'organismes vers l'aval et à la colonisation d'organismes en provenance de sources en amont. De plus, il est la porte d'entrée des navires locaux et étrangers qui se dirigent vers les Grands Lacs. De 1978 à 1996, le nombre de navires étrangers à remonter le fleuve jusqu'à Montréal s'élevait en moyenne à 1 050 par année, mais seulement 250 navires l'ont remonté chaque année jusqu'au premier port d'entrée des Grands Lacs (Bourgeois *et al.*, 2001). En ce qui a trait à la capacité de lest, le volume d'eau déversé dans le fleuve Saint-Laurent est quatre fois plus grand que le volume qui entre dans les Grands Lacs. Sur le plan du trafic étranger, le port de Montréal est de loin le plus important du réseau et, chaque année, il reçoit en moyenne presque trois fois plus de navires étrangers et d'eau de lest que l'ensemble du réseau des Grands Lacs. Par conséquent, le Saint-Laurent est sans aucun doute sujet à l'introduction d'espèces exotiques en provenance d'autres pays ainsi qu'au transfert d'organismes des sources en amont, soit par dérive naturelle, soit par l'intermédiaire du transport par navire. Pareillement, il peut servir de source potentielle d'espèces exotiques pour les Grands Lacs, grâce au transfert d'organismes vers l'amont par le trafic maritime ou par d'autres moyens artificiels. Il ne s'agit que d'hypothèses, car il n'existe aucune évaluation du transfert des espèces qui englobe tout le bassin de drainage des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent.

Ce chapitre présente un aperçu de l'état actuel des espèces exotiques dans l'écosystème des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, et constitue la première évaluation de la sorte pour le Saint-Laurent. Il évalue aussi l'importance du transfert d'espèces exotiques vers l'aval par rapport au transfert vers l'amont pour les Grands Lacs et le fleuve. Plus précisément, l'analyse vise les objectifs suivants :

- dresser la liste des espèces introduites et établies dans les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent au cours des 200 dernières années;
- étudier la proportion relative des espèces introduites qu'on trouve maintenant dans chaque région;
- évaluer et comparer pour chaque région les taux historiques et actuels d'introduction d'espèces et préciser jusqu'à quel point le fleuve Saint-Laurent constitue une source potentielle d'espèces exotiques pour les Grands Lacs et les autres bassins hydrographiques tributaires.

Pour des raisons de commodité, notre inventaire fait suite à celui de Mills *et al.* (1993), car il n'inclut que les espèces aquatiques d'eau douce et exclut les plantes strictement terrestres et les grands vertébrés comme les reptiles, les oiseaux et les mammifères.

Collecte de données

Les données proviennent d'un examen détaillé de divers documents et d'autres ressources, y compris des articles scientifiques, des livres, des rapports techniques, des bases de données informatisées et des sites Web. En ce qui concerne le fleuve Saint-Laurent, on a aussi étudié les collections des musées et des herbiers. Les renseignements pertinents quant à la présence, la distribution et l'abondance des espèces exotiques ont été compilés dans une base de données, qui comprend les noms scientifiques et latins des espèces, la date et le site d'introduction dans le bassin hydrographique des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, la date et le lieu de la première mention de l'espèce dans le Saint-Laurent (si l'espèce est présente), l'origine géographique des espèces et le vecteur d'introduction. Dans le doute, nous avons consulté des experts scientifiques afin de valider les données. Selon la définition adoptée par Mills *et al.* (1997), la date d'introduction correspond à la date des premiers lâchers, observations ou collectes à avoir été enregistrés. Dans les quelques cas où la date de la première publication était le seul renseignement dont on disposait, la date d'introduction est indiquée comme antérieure (<) à la date de publication. Les vecteurs d'introduction ont été regroupés et codés comme dans Mills *et al.* (1993). Nous avons défini l'introduction délibérée comme étant celle qui se produit durant des activités agricoles ou l'ensemencement de poissons, et l'introduction accidentelle comme celle qui est liée à la mise en liberté d'animaux d'aquarium, aux échappées de fermes d'aquaculture, aux rejets d'appâts, aux salissures de carènes de navires, aux lests de navires ou aux canaux.

Espèces exotiques dans le bassin des Grands Lacs et du Saint-Laurent

En tout, 163 espèces ont été introduites dans l'ensemble du bassin hydrographique des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (tableau 1, figure 2). Elles appartiennent à divers groupes taxinomiques (algues, plantes vasculaires, invertébrés et poissons), mais aucune mention d'amphibiens exotiques n'a été faite (Benson, 1999). De ce nombre, 160 provenaient des Grands Lacs, y compris les 21 espèces supplémentaires introduites depuis la parution de l'inventaire de Mills *et al.* (1993) : 1 espèce d'algue, 1 plante vasculaire, 13 espèces d'invertébrés et 6 espèces de poissons. Parmi ces espèces, la plante vasculaire, huit espèces d'invertébrés et deux espèces de poissons ont été mentionnées après 1990 et sont considérées comme des introductions récentes.

Tableau 1. Espèces exotiques introduites dans les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent[a]

Grands groupes / Espèces	Origine	Vecteur[b]	Grands Lacs		Fleuve Saint-Laurent
			Date[c]	Site[d]	Date[c]
Algues					
Bacillariophyceae (classe)					
Actinocyclus normanii f. *subsalsa* (Juhl.-Dannf.) Hust.	Europe du Nord	AM(EL)	1938	LO	
Biddulphia laevis Ehr.	Afrique	AM(EL)	1978	LM	
Chaetoceros hohnii Graebn. & Wujek	Inconnue	AM(EL)	1978	LH	
Cyclotella atomus Hust.	Ubiquiste	AM(EL)	1964	LM	
Cyclotella cryptica Reimann, Lewin et Guillard	Ubiquiste	AM(EL)	1964	LM	
Cyclotella pseudostelligera Hust.	Ubiquiste	AM(EL)	1946	LM	<1998
Cyclotella wolterecki Hust.	Ubiquiste	AM(EL)	1964	LM	
Diatoma ehrenbergii Kütz.	Ubiquiste	AM(EL)	1937	LM	Inconnue
Skeletonema potamos (Weber) Hasle	Ubiquiste	AM(EL)	1963	LÉ	1996
Skeletonema subsalsum (A. Cleve) Bethge	Mer Baltique	AM(EL)	1973	LÉ	1995
Stephanodiscus binderanus (Kütz) Kreig.	Eurasie	AM(EL)	1938	LM	1955
Stephanodiscus subtilis (Van Goor) A. Cleve	Eurasie	AM(EL)	1946	LM	
Terpsinoe musica Ehrenb*	Inconnue	Inconnu	1978	LM	
Thalassiosira guillardii Hasle	Ubiquiste	AM(EL)	1973	LÉ	Inconnue
Thalassiosira lacustris (Grunow) Hasle	Ubiquiste	AM(EL)	<1978	LÉ	
Thalassiosira pseudonana Hasle et Heim	Ubiquiste	AM(EL)	1973	LÉ	1994
Thalassiosira weissflogii (Grunow) Fryxell et Hasle	Ubiquiste	AM(EL)	1962	LÉ	Inconnue
Bangiaceae (famille)					
Bangia atropurpurea (Roth) C. Agardh	Côte de l'Atlantique Nord	AM(EL), AM(SC)	1964	LÉ	IND
Characeae (famille)					
Nitellopsis obtusa	Eurasie	AM(EL)	1983	LSC	1978

(à suivre)

Symboles : * Espèces non recensées dans Mills *et al.* (1993). † Introduit dans la rivière Richelieu.

[a] Pour chacune des deux régions, la date est celle de la mention de l'introduction. Pour les Grands Lacs, le site correspond au lieu de la première mention.

[b] L(D) = lâcher, délibéré; MEL(AQ) = mise en liberté d'animaux d'aquarium; É(C) = échappée de culture; R(P) = rejet d'organismes avec des appâts ou d'autres poissons; L(A) = libération accidentelle; CFA = chemins de fer et autoroutes; AM(EL) = activité maritime, avec eau de lest; AM(LS) = activité maritime, avec lest solide; AM(SC) = activité maritime, avec salissures de carène; C = canaux.

[c] La date de la première publication étant le seul renseignement disponible, la date d'introduction est notée comme antérieure (<) à la date de publication.

[d] LO = lac Ontario, LÉ = lac Érié, LSC = lac Sainte-Claire, LH = lac Huron, LM = lac Michigan, LS = lac Supérieur, U = ubiquiste, IND = indigène.

[e] On appelle communément cette famille Moronidae.

Tableau 1. (suite)

Grands groupes / Espèces	Origine	Vecteur[b]	Grands Lacs		Fleuve Saint-Laurent
			Date[c]	Site[d]	Date[c]
Haptophyceae (famille)					
Hymenomonas roseola	Eurasie	AM(EL)	1975	LH	
Porphyridiaceae (famille)					
Chroodactylon ramosus	Océan Atlantique	AM(EL)	1964	LÉ	<1982
Sphacelariaceae (famille)					
Sphacelaria fluviatilis	Asie	AM(EL)	1975	LM	
Sphacelaria lacustris	Inconnue	AM(EL)	1975	LM	
Ulvaceae (famille)					
Enteromorpha intestinalis (L.) Nees	Océan Atlantique	L(A)	1926	LO	1995
Enteromorpha prolifera (O.F. Müller) J. Agardh	Océan Atlantique	Inconnu	1979	LSC	1999
Plantes					
Apiaceae (famille)					
Conium maculatum L.	Eurasie	É(C)	<1843		1832
Araceae (famille)					
Pistia stratiotes L.*	Sud-Est des États-Unis	É(C)	2000	LÉ	
Asteraceae (famille)					
Cirsium palustre (L.) Scop.	Eurasie	Inconnu	<1950	LS	1821
Pluchea odorata (L.) Cass. var. *purpurescens*	Océan Atlantique	L(A)	1916	LÉ	
Pluchea odorata (L.) Cass. var. *succulenta* (Fern.) Cronq.	Océan Atlantique	Inconnu	<1950	LO	
Solidago sempervirens L.	Océan Atlantique	L(A)	1969	LM	IND
Sonchus arvensis L.	Eurasie	L(A)	1865	LO	1862
Sonchus arvensis L. var. *glabirescens*	Eurasie	L(A)	1902	LÉ	
Balsaminaceae (famille)					
Impatiens glandulifera Royle	Asie	É(C)	1912	LH	1943
Betulaceae (famille)					
Alnus glutinosa (L.) Gaertn.	Eurasie	É(C)	<1913		
Boraginaceae (famille)					
Myosotis scorpioides L.	Eurasie	É(C)	1886	LO	1903
Brassicaceae (famille)					
Rorippa nasturtium-aquaticum (L.) Hayek	Eurasie	É(C)	1847	LO	1970
Rorippa sylvestris (L.) Bess.	Eurasie	AM(LS), É(C)	1884	LO	1934
Butomaceae (famille)					
Butomus umbellatus L.	Eurasie	AM(LS)	1930	LM	1905
Cabombaceae (famille)					
Cabomba caroliniana Gray	Sud des États-Unis	MEL(AQ), L(A)	1935	LM	
Caryophyllaceae (famille)					
Stellaria aquatica (L.) Moench	Eurasie	Inconnu	1894	LSC	1965
Chenopodiaceae (famille)					
Chenopodium glaucum L.	Eurasie	CFA	1867	LO	1904
Cyperaceae (famille)					
Carex acutiformis Ehrh.	Eurasie	Inconnu	1951	LM	
Carex disticha Hudson	Eurasie	AM(LS)	1866	LO	1927
Carex flacca Schreb.	Eurasie	Inconnu	1896	LÉ	1975

(à suivre)

Tableau 1. (suite)

Grands groupes / Espèces	Origine	Vecteur[b]	Grands Lacs		Fleuve Saint-Laurent
			Date[c]	Site[d]	Date[c]
Haloragaceae (famille)					
Myriophyllum spicatum L.	Eurasie	MEL(AQ), AM(SC)	1949	LÉ	1945
Hydrocharitaceae (famille)					
Hydrocharis morsus-ranae L.	Canal Rideau	MEL(AQ), L(D)	1972	LO	1932
Iridaceae (famille)					
Iris pseudacorus L.	Eurasie	É(C)	1886	LO	1943
Juncaceae (famille)					
Juncus compressus Jacq.	Eurasie	L(A)	1895	LÉ	1904
Juncus gerardii Loisel.	Océan Atlantique	AM(LS)	1862	LM	IND
Juncus inflexus L.	Eurasie	Inconnu	1922	LO	
Lamiaceae (famille)					
Lycopus asper Greene	Bassin du Mississippi	L(A)	1892	LÉ	1942
Lycopus europaeus L.	Eurasie	AM(LS)	1903	LO	1964
Mentha gentilis L. = *Mentha arvensis* L.	Eurasie	É(C)	1915	LO	1890
Mentha xpiperita	Eurasie	É(C)	1933	LH	1935
Mentha spicata L.	Eurasie	É(C)	<1843	U	1821
Lythraceae (famille)					
Lythrum salicaria L.	Eurasie	AM(LS), C	1869	LO	1865
Marsileaceae (famille)					
Marsilea quadrifolia L.	Eurasie	É(C)	1925	LÉ	
Menyanthaceae (famille)					
Nymphoides peltata (Gmel.) Kuntze	Eurasie	L(A)	1930	LÉ	1950
Najadaceae (famille)					
Najas marina L.	Eurasie	AM(EL)	1864	LO	1901
Najas minor All.	Eurasie	L(D)	1934	LÉ	
Onagraceae (famille)					
Epilobium hirsutum L.	Eurasie	L(A), AM(LS)	1874	LO	1940
Epilobium parviflorum Schreb.	Eurasie	Inconnu	1966	LM	
Poaceae (famille)					
Agrostis gigantea Roth	Eurasie	É(C)	1884	LS	1981
Alopecurus geniculatus L.	Eurasie	É(C)	1882	LÉ	1899
Echinochloa crus-galli (L.) Beauv.	Eurasie	É(C), AM(LS)	<1843	U	1862
Glyceria maxima (Hartman) Holmb.	Eurasie	É(C), AM(LS)	1940	LO	
Poa trivialis L.	Eurasie	É(C), AM(LS)	<1843	U	1899
Puccinellia distans (Jacq.) Parl.	Eurasie	AM(LS), CFA	1893	LO	1984
Polygonaceae (famille)					
Polygonum caespitosum Blume var. *longisetum* (de Bruyn) A.N. Steward	Asie	Inconnu	1960	LÉ	
Polygonum persicaria L.	Inconnue	Inconnu	<1843	U	1945
Rumex longifolius DC.	Eurasie	É(C)	1901	LS	1960
Rumex obtusifolius L.	Eurasie	Inconnu	<1840	U	1821
Potamogetonaceae (famille)					
Potamogeton crispus L.	Eurasie	L(D), AM(SC)	1879	LO	1932
Primulaceae (famille)					
Lysimachia nummularia L.	Eurasie	É(C)	1882	LO	1895
Lysimachia vulgaris L.	Eurasie	É(C)	1913	LO	

(à suivre)

Tableau 1. (suite)

Grands groupes / Espèces	Origine	Vecteur[b]	Grands Lacs		Fleuve Saint-Laurent
			Date[c]	Site[d]	Date[c]
Rhamnaceae (famille)					
Rhamnus frangula L. = *Frangula alnus* P. Mill.	Eurasie	É(C)	<1913	LO	1970
Salicaceae (famille)					
Salix alba L.	Eurasie	É(C)	<1886	U	1945
Salix fragilis L.	Eurasie	É(C)	<1886	U	1945
Salix purpurea L.	Eurasie	É(C)	<1886	U	1943
Scrophulariaceae (famille)					
Veronica beccabunga L.	Eurasie	AM(LS), É(C)	1915	LO	1905
Solanaceae (famille)					
Solanum dulcamara L.	Eurasie	É(C)	<1843	U	1891
Sparganiaceae (famille)					
Sparganium glomeratum (Laestad.) L. Neum	Eurasie	Inconnu	1941	LS	1931
Trapaceae (famille)					
Trapa natans L.[†]	Eurasie	L(A), MEL(AQ)	<1959	LO	1998
Typhaceae (famille)					
Typha angustifolia L.	Eurasie	C, L(A)	Années 1880	LO	<1935
Invertébrés					
Argulidae (famille)					
Argulus japonicus Thiele	Asie	R(P), MEL(AQ)	<1988	LM	
Bithyniidae (famille)					
Bithynia tentaculata (L.)	Eurasie	AM(LS), L(D)	1871	LM	1914
Bosminidae (famille)					
Eubosmina coregoni	Eurasie	AM(EL)	1966	LM	1994
Brachyura (famille)					
Eriocheir sinensis Milne-Edwards[*]	Asie	AM(EL)	1965	LO	
Cambaridae (famille)					
Orconectes limosus (Rafinesque)	Amérique du Nord	Inconnu			<1970
Orconectes rusticus (Girard)[*]	Bassin du Mississippi	Inconnu	1960	LS	
Cercopagidae (famille)					
Bythotrephes cederstroemi (Schoedler)	Eurasie	AM(EL)	1984	LH	
Cercopagis pengoi (Ostroumov)[*]	Eurasie	AM(EL)	1998	LO	
Clavidae (famille)					
Cordylophora caspia (Pallas)	Eurasie	L(A)	1956	LÉ	
Corbiculidae (famille)					
Corbicula fluminea (Müller)	Asie	L(A), MEL(AQ)	1980	LÉ	
Corophiidae (famille)					
Corophium mucronatum Sars[*]	Région pontocaspienne	Inconnu	1997	LSC	
Curcolionidae (famille)					
Tanysphyrus lemnae Fabricius	Eurasie	Inconnu	<1943	?	
Daphnidae (famille)					
Daphnia lumholtzi Sars[*]	Australie	Inconnu	1999	LÉ	

(à suivre)

Tableau 1. (suite)

Grands groupes / Espèces	Origine	Vecteur[b]	Grands Lacs		Fleuve Saint-Laurent
			Date[c]	Site[d]	Date[c]
Diaptomidae (famille)					
Skistodiaptomus pallidus (Herrick)	Bassin du Mississippi	L(A), R(P)	1967	LO	
Dreissenidae (famille)					
Dreissena bugensis	Eurasie	AM(EL)	1989	LO	1992
Dreissena polymorpha (Pallas)	Eurasie	AM(EL)	1986	LSC	1989
Gammaridae (famille)					
*Echinogammarus ischnus**	Eurasie	AM(EL)	1995	LÉ	1997
Gammarus fasciatus	Océan Atlantique	AM(LS), AM(EL)	<1940	?	IND
Hydrobiidae (famille)					
Gillia altilis (Lea)	Océan Atlantique	C	1918	LO	
Potamopyrgus antipodarum (Gray)*	Nouvelle-Zélande	Inconnu	1991	LO	
Lophopodidae (famille)					
Lophopodella carteri (Hyatt)*	Asie	AM(SC)	1934	LÉ	1989
Lymnaeidae (famille)					
Radix auricularia (L.)	Eurasie	MEL(AQ), L(A)	1901	LM	1996?
Naididae (famille)					
Ripistes parasita	Eurasie	AM(EL)	1980	LH	1983
Petasidae (famille)					
Craspedacusta sowerbyi Lankester	Asie	L(A)	1933	LÉ	
Planariidae (famille)					
Dugesia polychroa (Schmidt)	Eurasie	AM(EL)	1968	LO	1968
Platyhelmintha (phylum)					
Ichthyocotylurus pileatus (Rudolphi)*	Europe	R(P)	1994	LSC	
Pleuroceridae (famille)					
Elimia virginica (Say)	Océan Atlantique	C	1860	LÉ	
Protozoa (phylum)					
Glugea hertwigi	Eurasie	R(P)	1960	LÉ	1980
Myxobolus cerebralis (Hofer)	Europe	R(P)	1968	LÉ	
Sphaeromyxa sevastopoli Naidenova*	Mer Noire	R(P)	1994	LSC	
Pseudomonadaceae (famille)					
Aeromonas salmonicida (Lehmann et Neumann)	Inconnue	R(P)	<1902	U	Inconnue
Pyralidae (famille)					
Acentropus niveus (Oliver)	Eurasie	L(A)	1950	LÉ, LO	
Sphaeriidae (famille)					
Pisidium amnicum (Müller)	Eurasie	AM(LS)	1897	LO	1978
Pisidium henslowanum (Sheppard)*	Europe	Inconnu	1905	U	<1980
Pisidium moitessierianum Paladilhe*	Europe	AM(LS)	<1894	LÉ	
Pisidium supinum Schmidt*	Europe	Inconnu	1959	LO	
Sphaerium corneum (L.)	Eurasie	Inconnu	1924	LO	1977
Temoridae (famille)					
Eurytemora affinis (Poppe)	Ubiquiste	AM(EL)	1958	LO	1992
Tubificidae (famille)					
Branchiura sowerbyi Beddard	Asie	L(A)	1951	LM	
Phallodrilus aquaedulcis Hrabe	Eurasie	AM(EL)	1983	LO	

(à suivre)

Tableau 1. (suite)

Grands groupes / Espèces	Origine	Vecteur[b]	Grands Lacs		Fleuve Saint-Laurent
			Date[c]	Site[d]	Date[c]
Unionidae (famille)					
Lasmigona subviridis (Conrad)	Océan Atlantique	C	<1959	LÉ	
Valvatidae (famille)					
Valvata piscinalis (Müller)	Eurasie	AM(LS)	1897	LO	1991
Viviparidae (famille)					
Cipangopaludina chinensis malleata (Reeve)	Asie	MEL(AQ)	1931	LO	<1980
Cipangopaludina japonica (Martens)	Asie	L(D)	Années 1940	LÉ	
Viviparus georgianus (Lea)	Bassin du Mississippi	MEL(AQ)	<1906	LM	<1977
Poissons					
Centrarchidae (famille)					
Enneacanthus gloriosus (Holbrook)	Côte Est des États-Unis	MEL(AQ), R(P)	1971	LO	
Lepomis humilis (Girard)	Bassin du Mississippi	L(A), MEL(AQ)	1929	LÉ	
Lepomis microlophus (Günther)	Bassin du Mississippi	L(D), MEL(AQ)	1928	LM	
Clupeidae (famille)					
Alosa pseudoharengus (Wilson)	Côte de l'Atlantique Nord	C	1873	LO	IND
Alosa aestivalis (Mitchill)*	Côte de l'Atlantique Nord	C	1995	LO	
Dorosoma cepedianum (Lesueur)*	Mississippi	C	1848	LÉ	1944
Cobitidae (famille)					
Misgurnus anguillicaudatus (Cantor)	Asie de l'Est	L(A)	1939	LH	
Cyprinidae (famille)					
Carassius auratus (L.)	Asie	L(D), MEL(AQ)	<1878	U	Inconnue
Ctenopharyngodon idella (Valenciennes)*	Asie	L(D)	1986	LÉ	
Cyprinus carpio L.	Eurasie	É(C), L(D)	1879	LÉ	1908
Hypophthalmichthys nobilis (Richardson)*	Asie	É(C)	1995	LÉ	
Notropis buchanani Meck	Mississippi	R(P)	1979	LSC	
Phenacobius mirabilis (Girard)	Mississippi	R(P)	1950	LÉ	
Scardinius erythrophthalmus (L.)	Mer caspienne et mer d'Aral	R(P)	Années 1950	LÉ	1990
Tinca tinca (L.)†	Europe	L(A)			1991
Gasterosteidae (famille)					
Apeltes quadracus (Mitchill)	Côte de l'Atlantique Nord	AM(EL)	1986	LS	IND
Gasterosteus aculeatus L.*	Côte de l'Atlantique Nord	C	1980	LH	IND
Gobiidae (famille)					
Neogobius melanostomus (Pallas)	Eurasie	AM(EL)	1990	LSC	1997
Proterorhinus marmoratus (Pallas)	Eurasie	AM(EL)	1990	LSC	
Ictaluridae (famille)					
Noturus insignis (Richardson)	Côte de l'Atlantique Nord	C, R(P)	1928	LO	1971

(à suivre)

Tableau 1. (suite et fin)

Grands groupes / Espèces	Origine	Vecteur[b]	Grands Lacs		Fleuve Saint-Laurent
			Date[c]	Site[d]	Date[c]
Osmeridae (famille)					
Osmerus mordax (Mitchill)	Côte de l'Atlantique Nord	C, R(P)	1912	LM	IND
Perchichthyidae[e] (famille)					
Morone americana (Gmelin)	Côte de l'Atlantique Nord	C	1950	LO	IND
Percidae (famille)					
Gymnocephalus cernuus (L.)	Eurasie	AM(EL)	1986	LS	
Petromyzontidae (famille)					
Petromyzon marinus L.	Côte de l'Atlantique Nord	C, AM(SC)	1835	LO	IND
Pleuronectidae (famille)					
Platichthys flesus (L.)*	Europe	Inconnu	1974	LÉ	
Poeciliidae (famille)					
Gambusia affinis (Baird & Girard)	Mississippi	L(D)	1923	LM	
Salmonidae (famille)					
Oncorhynchus gorbuscha (Walbaum)	Côte du Pacifique Nord	L(A), R(P)	1956	LS	
Oncorhynchus kisutch (Walbaum)	Côte du Pacifique Nord	L(D)	1933	LÉ	1972
Oncorhynchus mykiss (Walbaum)	Côte du Pacifique Nord	L(D)	1876	LH	1950
Oncorhynchus nerka (Walbaum)	Côte du Pacifique Nord	L(D)	1950	LO	
Oncorhynchus tshawytscha (Walbaum)	Côte du Pacifique Nord	L(D)	1967	LM, LS	1983
Oncorhynchus clarki (Richardson)*	Côte du Pacifique Nord	L(A)			1941
Salmo trutta L.	Eurasie	L(D)	1883	LO, LM	1890

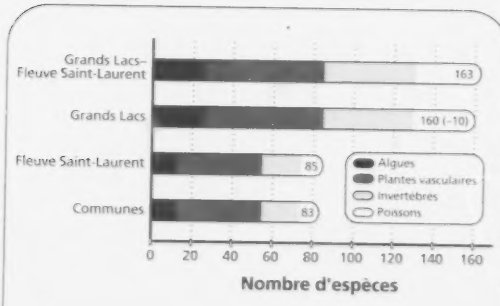


Figure 2. Nombre d'espèces exotiques mentionnées dans le bassin hydrographique des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent. Dix espèces introduites dans les Grands Lacs sont endémiques dans le fleuve Saint-Laurent.

Une espèce de mollusque (*Pisidium moitessierianum* Paladilhe), dont on n'a fait mention que récemment, en 1997, a été introduite, semble-t-il, au XIX[e] siècle et a peut-être été mal identifiée ou confondue depuis avec une autre espèce (Grigorovich *et al.*, 2000). Les neuf autres espèces ont été mentionnées avant 1990 et ont probablement échappé à l'inventaire de Mills *et al.* (1993).

Parmi les 160 espèces introduites dans les Grands Lacs, 10 sont indigènes au fleuve Saint-Laurent et à d'autres cours d'eau de la côte Nord-Est de l'Amérique du Nord (tableau 1). Le groupe comprend une espèce d'algue, deux plantes vasculaires, une espèce d'invertébré et six espèces de poissons. L'éperlan (*Osmerus mordax* (Mitchill)) a été introduit délibérément dans le réseau du lac Michigan en 1912, alors que l'introduction des autres espèces dans les Grands Lacs est liée au trafic des navires. On pense que le délestage des solides ou des liquides est responsable du transfert de l'unique espèce d'algue (*Bangia atropurpurea* (Roth) C. Agardh), d'une des plantes vasculaires (*Juncus gerardii* Loisel.), de l'invertébré (*Gammarus fasciatus*) et d'une des espèces de poissons (*Apeltes quadratus* (Mitchill)). Les canaux seraient la source d'entrée de quatre des espèces de poissons. L'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus* L.) a atteint le lac Huron en 1980 en empruntant le canal Nipissing (Fuller *et al.*, 1999), alors que le gaspareau

(*Alosa pseudoharengus* (Wilson)), le baret (*Morone americana* (Gmelin)) et la lamproie (*Petromyzon marinus* L.) ont probablement envahi les Grands Lacs par le canal Érié (Mills *et al.*, 1993). Cependant, on ne peut écarter l'hypothèse de la montaison de ces espèces à partir du fleuve Saint-Laurent (Scott et Crossman, 1973).

Étant donné que ces 10 espèces sont indigènes le long de la côte nord-américaine de l'Atlantique, il est difficile d'établir précisément si elles proviennent du fleuve Saint-Laurent ou d'autres sources. Des études sur la structure génétique des populations de ces espèces apporteraient des pistes supplémentaires. En théorie, les espèces indigènes seraient composées de plusieurs populations locales et distinctes sur le plan génétique, tandis qu'on observerait moins de variabilité génétique chez les espèces introduites. En conséquence, l'analyse de la distance génétique entre les populations d'espèces introduites dans les Grands Lacs et celles provenant de sites compris dans leur aire de distribution naturelle en Amérique du Nord servirait à identifier les populations d'origine et les voies d'entrée. Par exemple, Hogg *et al.* (1999) a comparé récemment la structure des populations de deux espèces d'amphipodes à l'intérieur du bassin hydrographique des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent. Les résultats indiquent un degré beaucoup plus grand de différenciation génétique chez l'amphipode indigène *Hyalella azteca* (Saussure) que chez l'espèce introduite *Gammarus fasciatus* (du lac Supérieur vers le Québec).

Quatre-vingt-sept espèces exotiques ont été introduites dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires. Quatre-vingt-cinq espèces ont été observées dans le Saint-Laurent lui-même (figure 2), et deux espèces ont récemment envahi la rivière Richelieu, tributaire important. En tout, seulement trois espèces exotiques trouvées dans le bassin hydrographique du fleuve n'ont pas déjà été mentionnées dans les Grands Lacs. Il s'agit de l'écrevisse américaine (*Orconectes limosus* (Rafinesque)), de la truite fardée (*Oncorhynchus clarki* (Richardson)) et de la tanche (*Tinca tinca* (L.)), introduite très récemment. L'écrevisse américaine a vraisemblablement été introduite dans le fleuve à la fin des années 1960 à partir du sud de l'État de New York par les voies navigables du lac Champlain et de la rivière Richelieu. Il n'est pas certain que ces données relativement récentes soient le résultat de l'expansion naturelle ou d'introductions accidentelles (Hamr, 1998). L'écrevisse américaine est abondante dans le secteur aval du fleuve Saint-Laurent, où elle a déplacé et presque éliminé l'écrevisse indigène *Orconectes virilis* (Hagen) (Jean Dubé, Société de la faune et des parcs du Québec, communication personnelle, novembre 2000). Des échantillonnages menés durant l'été 2000 ont confirmé qu'*O. limosus* est l'espèce dominante d'écrevisse en aval de Montréal, mais qu'elle est très rare en amont, où *O. virilis* est encore commune (De Lafontaine, données non publiées). La présence de la truite fardée dans le fleuve Saint-Laurent est le résultat de l'ensemencement de poissons dans certains tributaires de la rive nord du fleuve au cours des années 1940.

L'introduction de la tanche dans le Haut-Richelieu a été confirmée en octobre 1999, grâce à des spécimens capturés au cours de pêches commerciales (voir Dumont *et al.*, dans la présente publication, p. 169). Des individus se sont échappés d'étangs de pisciculture en 1991, après qu'on les eut importés d'Allemagne sans autorisation en 1986. Même si la tanche a été introduite dans plusieurs États américains et s'y est établie (Fuller *et al.*, 1999), sa présence dans le Haut-Richelieu ne constitue que la deuxième mention de l'espèce dans les eaux canadiennes, la première provenant de lacs en Colombie-Britannique (voir Dumont *et al.*, dans la présente publication, p. 169). Compte tenu du caractère très envahissant de l'espèce, on s'attend à ce qu'elle migre tôt ou tard vers l'aval du Richelieu jusqu'au fleuve Saint-Laurent. Dans le même ordre d'idées, on a fait mention de la présence de l'envahissante châtaigne d'eau (*Trapa natans* L.) dans le Haut-Richelieu pour la première fois en 1998 (Gratton, 1998). On ne connaît pas l'origine de l'introduction de l'espèce, mais elle est probablement liée à un transfert accidentel de bateaux de plaisance et de remorques, à une échappée de culture ou aux populations du Sud à partir du lac Champlain et de l'État de New York (Ann Bove, Vermont Department of Environmental Conservation, Waterbury, VT, communication personnelle, novembre 2000). Si l'on ne parvient pas à éradiquer rapidement l'espèce, elle gagnera le secteur aval de la rivière Richelieu et envahira finalement les habitats riverains et les milieux humides du fleuve Saint-Laurent. Même si l'on a observé la châtaigne d'eau en certains endroits autour des Grands Lacs (Mills *et al.*, 1993), elle ne se retrouve pas le long du Saint-Laurent.

En tout, 83 espèces exotiques sont présentes à la fois dans les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent (figure 2). On signale qu'environ 55 % (83 sur 150) des espèces introduites dans les Grands Lacs et qui n'étaient pas présentes au départ dans le Saint-Laurent le sont maintenant. Même si le nombre d'espèces introduites dans les Grands Lacs est le double de celui du fleuve Saint-Laurent, la proportion relative des divers groupes taxinomiques y est différente. Dans les Grands Lacs, on retrouve de 2 à 2,3 fois plus d'espèces d'algues, d'invertébrés et de poissons, mais seulement 1,3 fois plus d'espèces de plantes vasculaires que dans le fleuve. Par contre, on compte davantage de plantes vasculaires exotiques dans le fleuve Saint-Laurent (51 %) que dans les Grands Lacs (38 %).

Les espèces exotiques communes aux Grands Lacs et au fleuve Saint-Laurent n'ont pas les mêmes origines géographiques que celles qu'on retrouve uniquement

Tableau 2. Origine des espèces exotiques introduites dans le bassin hydrographique des Grands Lacs et dans le fleuve Saint-Laurent

Origine	Grands Lacs et fleuve Saint-Laurent		Fleuve Saint-Laurent	
	n	(%)	*n*	(%)
Eurasie	76	(47)	56	(66)
Europe	11	(7)	4	(5)
Asie	15	(9)	4	(5)
Amérique du Nord				
Côte Ouest	5	(3)	4	(5)
Côte Est	23[a]	(14)	5	(6)
Bassin du Mississippi	11	(7)	3	(4)
Autre origine ou origine inconnue	20	(12)	9	(11)

[a] Inclut les neuf espèces qui sont endémiques dans le fleuve Saint-Laurent.

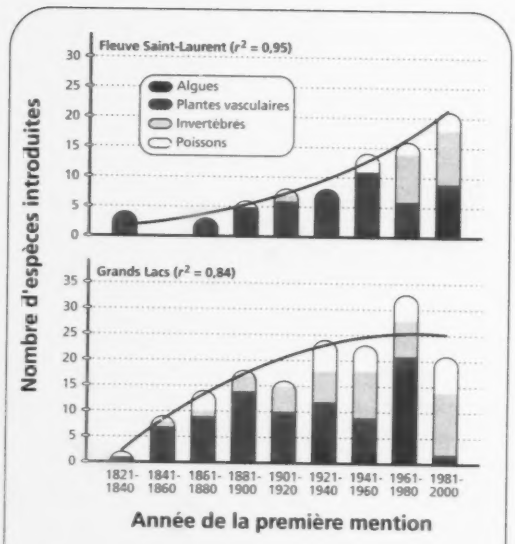


Figure 3. Succession temporelle des introductions d'espèces dans le fleuve Saint-Laurent (*en haut*) et les Grands Lacs (*en bas*).

dans le Saint-Laurent (tableau 2). Les espèces eurasiennes sont dominantes dans le fleuve (66 %), tandis qu'elles ne comptent que pour la moitié (47 %) des espèces de l'ensemble du bassin hydrographique. Réciproquement, le nombre d'espèces en provenance de la côte de l'Atlantique, du bassin hydrographique du fleuve Mississippi et de l'Asie est proportionnellement plus grand dans les Grands Lacs que dans le fleuve Saint-Laurent.

Taux d'introduction et de transfert des espèces

Dans les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent, le profil du nombre d'introductions d'espèces exotiques varie au fil du temps (figure 3). Dans les Grands Lacs, le nombre d'espèces introduites par période de 20 ans a augmenté graduellement après 1820, puis s'est stabilisé à 20 à 25 espèces aux 20 ans depuis 1921 (Mills *et al.*, 1993), c'est-à-dire un taux d'introduction moyen d'une espèce par année. Au début, les introductions de plantes ont dominé, puis on fait mention d'introductions d'invertébrés et de poissons à la fin du XIX[e] siècle. Le pic des introductions s'est produit de 1961 à 1980, en raison des nombreuses mentions de nouvelles espèces d'algues. Au cours des 20 dernières années, 21 nouvelles espèces, surtout des invertébrés (12) et des poissons (7), ont été introduites.

En revanche, depuis 1820, les introductions d'espèces dans le fleuve Saint-Laurent ont augmenté d'une façon presque exponentielle (figure 3). Elles y ont atteint un sommet durant les 20 dernières années (1980-2000) avec 21 nouvelles espèces, soit le même nombre que celui des Grands Lacs pour la même période. Jusqu'en 1960, les espèces introduites appartenaient surtout au groupe des plantes vasculaires, mais depuis, on mentionne surtout des invertébrés.

En comparant les dates d'introduction des espèces communes aux deux régions, on remarque que 65 (83 %) des 78 espèces dont on connaît les dates d'introduction ont été mentionnées dans les Grands Lacs avant d'avoir été trouvées dans le fleuve Saint-Laurent. Le phénomène serait lié au transfert d'espèces vers l'aval par expansion naturelle ou anthropique. Pour chaque espèce, on a estimé le temps nécessaire au transfert en calculant la différence (en années) entre la date de la première mention dans les Grands Lacs et celle de la première mention dans le fleuve Saint-Laurent (tableau 1). Les valeurs varient beaucoup à l'intérieur des groupes taxinomiques et entre ceux-ci (tableau 3). En moyenne, le transfert des algues vers l'aval s'est produit le plus rapidement (moyenne de 31,5 ans, médiane de 21 ans) et celui des plantes vasculaires, le plus lentement (moyenne de 52,0 ans, médiane de 56 ans). En général, le transfert des poissons et des invertébrés s'est fait lentement, en moyenne durant 40 ans. Les moyennes estimées sont basées seulement sur les espèces communes aux deux régions et ne sont pas attribuables à la variation temporelle de la proportion des espèces de chaque groupe qui a atteint le fleuve Saint-Laurent. La proportion des espèces à avoir été observées d'abord dans les Grands Lacs et à avoir été mentionnées plus tard dans le fleuve Saint-Laurent a diminué avec le temps (figure 4). Presque

Tableau 3. Temps estimé de transfert des espèces exotiques entre les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent

Groupe taxinomique	Nombre d'espèces	Temps de transfert (années)[a]			
		Moyenne ± écart-type	Médiane	Minimum	Maximum
Algue	8	31,5 ± 19,1	21	17	69
Plantes vasculaires	31	52,0 ± 28,4	56	2	123
Invertébrés	17	41,7 ± 33,5	43	1	95
Poissons	10	38,4 ± 30,0	35	7	96
Plantes vasculaires : transfert en amont	12	–25,2 ± 34,5	–15	–3	–129

[a] Différence entre la date de la première mention (les mentions dans les Grands Lacs précèdent celles dans le fleuve Saint-Laurent, sauf exception).

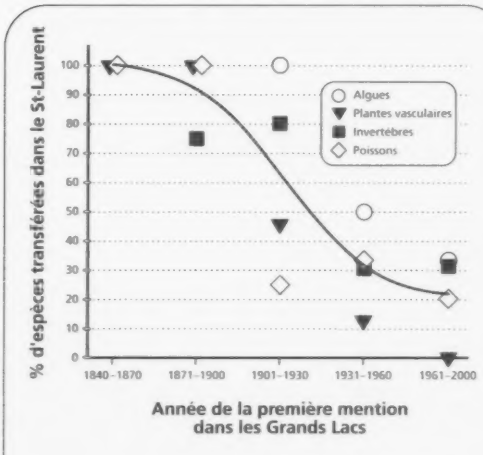


Figure 4. Proportion d'espèces transférées des Grands Lacs au fleuve Saint-Laurent en fonction de l'année de la première mention dans les Grands Lacs.

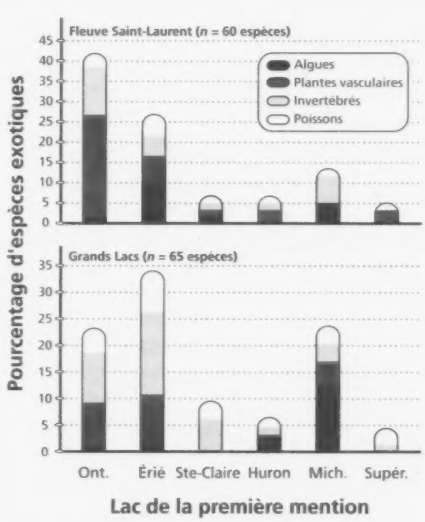


Figure 5. Proportion relative d'espèces exotiques trouvées dans le fleuve Saint-Laurent (*en haut*) et dans les Grands Lacs seulement (*en bas*) en fonction du lac de la première introduction. Ont. = Ontario; Mich. = Michigan; Supér. = Supérieur.

toutes les espèces introduites il y a plus de 100 ans ont été transférées vers le fleuve, où elles ont fait l'objet d'une mention. En 2000, on a mentionné la présence dans le fleuve d'au plus 35 % des espèces introduites au cours des 40 dernières années. De plus, le profil semble relativement indépendant du groupe taxinomique.

Réciproquement, 13 (17 %) des espèces dont on connaît la date d'introduction ont d'abord été découvertes dans le fleuve Saint-Laurent avant d'avoir été observées dans les Grands Lacs, ce qui laisse croire à un transfert d'espèces vers l'amont, du fleuve vers les lacs. À la fin du XIX^{e} siècle et au début du XX^{e} siècle, on a introduit 12 plantes vasculaires, puis on a découvert une espèce d'algue (*Nitellopsis obtusa*) dans le fleuve en 1978. Pour les plantes vasculaires, on a estimé le temps de transfert vers l'amont à 25 ans (médiane de 15 ans). Si l'on ajoute les deux espèces (écrevisse américaine et truite fardée) qui ne sont présentes que dans le fleuve Saint-Laurent, on obtient un total de 15 espèces exotiques (sur 152 [10 %]) à avoir été d'abord mentionnées dans le fleuve. Pour ces espèces, le fleuve constitue peut-être le premier site d'introduction dans le bassin hydrographique des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent et, même, le premier en Amérique du Nord.

La plupart des espèces exotiques introduites dans les Grands Lacs ont d'abord été mentionnées dans le lac Ontario (n = 46), le lac Érié (n = 38) ou le lac Michigan (n = 23). Le phénomène n'est pas surprenant, compte

tenu que les trois lacs ont été, et sont toujours, davantage touchés par les activités humaines et soumis à beaucoup plus de stress anthropique que les autres Grands Lacs. D'importantes installations portuaires qui reçoivent entre autres des cargos de fort tonnage sont situées sur les rives des lacs. Les espèces qui ont d'abord été introduites dans le lac Ontario (42 %) sont dominantes dans la liste des espèces exotiques du fleuve Saint-Laurent; suivent celles qui ont d'abord été introduites dans le lac Érié (27 %) (figure 5). Ces données diffèrent du profil observé pour les espèces trouvées uniquement dans les Grands Lacs et qui se caractérise par une proportion relativement grande d'espèces introduites d'abord dans les lacs Érié et Michigan. Les espèces introduites dans le lac Michigan sont grandement sous-représentées dans le fleuve Saint-Laurent.

Distribution spatiale des espèces exotiques dans le fleuve Saint-Laurent

La description complète de la distribution spatiale et de l'abondance relative des espèces exotiques dans le fleuve Saint-Laurent dépasse le cadre de ce chapitre. Les preuves de leur distribution spatiale dans le fleuve proviennent de la compilation de données sur leur présence et les mentions de chaque espèce (sans égard à l'abondance) dans 13 secteurs délimités arbitrairement entre Cornwall, en Ontario, et la ligne de partage entre l'eau douce et l'eau salée à proximité de Montmagny, au Québec, en aval de la ville de Québec. La moitié des espèces (42 sur 83 [51 %]) ont été observées dans moins d'un quart des secteurs, et l'on a fait mention du tiers des espèces seulement (26 sur 83 [31 %]) dans plus de la moitié des secteurs. Les espèces dont la distribution spatiale est la plus grande sont la diatomée *Stephanodiscus binderanus* (Kütz) Kreig., 14 plantes vasculaires (y compris la salicaire, *Lythrum salicaria* L., et le butome à ombelle, *Butomus umbellatus* L.), 3 invertébrés (le bulime, *Bithynia tentaculata* (L.), la moule zébrée et la moule quagga) et 5 espèces de poissons (y compris la carpe, *Cyprinus carpio* L., la truite arc-en-ciel, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), et la truite brune, *Salmo trutta* L.). Compte tenu du régime dynamique du fleuve et de sa longueur relativement faible (environ 300 km), le degré d'hétérogénéité spatiale des espèces exotiques le long du fleuve est étonnant. Deux facteurs peuvent contribuer à cette apparente microrépartition des espèces. En premier lieu, la grande diversité des habitats le long du fleuve peut aider à maintenir un certain degré d'hétérogénéité spatiale dans la distribution de diverses espèces dont les caractéristiques du cycle biologique et les besoins en habitats sont différents. En second lieu, comme les densités de plusieurs espèces introduites peuvent être très faibles dans le fleuve, on les rencontre et les échantillonne peu fréquemment. Les données sur la plupart des espèces étant trop peu abondantes, on ne peut pour le moment valider correctement les hypothèses relatives à leur hétérogénéité spatiale.

En général, les études qui visaient à quantifier les répercussions écologiques des espèces exotiques traitaient de cas d'invasion spécifiques (surtout dans les Grands Lacs), mais il a été relativement plus difficile d'évaluer l'impact global de telles espèces sur l'écosystème des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (Claudi et Leach, 1999). À l'exception d'une étude sur l'impact des moules zébrées sur les mulettes d'eau douces indigènes (Ricciardi *et al.*, 1996), on a peu évalué l'impact relatif des espèces exotiques dans le fleuve Saint-Laurent. Comme la structure et la fonction des écosystèmes lacustres et fluviaux sont très différentes, il ne serait pas justifié d'extrapoler et d'appliquer les résultats des études sur les Grands Lacs au fleuve Saint-Laurent. Le rapport entre le nombre d'espèces exotiques et indigènes peut servir d'indice de l'impact potentiel des espèces introduites sur la diversité biologique d'un écosystème (Gido et Brown, 1999; Whittier et Kincaid, 1999; Prieur-Richard et Lavorel, 2000; Rahel, 2000). Un tel indice, basé sur la diversité spécifique, a été particulièrement utile pour documenter les répercussions des espèces exotiques dans les communautés de plantes terrestres, mais non dans les réseaux fluviaux. Dans le cas de certaines communautés aquatiques, comme les communautés benthiques ou planctoniques, le recours à cet indice représente une tâche énorme et fastidieuse, car il suppose un inventaire détaillé des espèces exotiques et indigènes.

Selon le plus récent et le très approfondi dénombrement du phytoplancton dans le fleuve Saint-Laurent de Paquet *et al.* (1998), qui a fait mention de 364 taxons, le nombre d'algues introduites (n = 12; voir tableau 1) équivaut à seulement 3 % de l'ensemble de la communauté de phytoplancton. Hall et Mills (2000) ont signalé que les espèces exotiques de poissons comptaient pour 11 % à 17 % de la diversité spécifique des poissons dans chacun des cinq Grands Lacs. Comme le nombre total d'espèces de poissons dans le fleuve Saint-Laurent est estimé à 93 (Bernatchez et Giroux, 1996), la proportion relative d'espèces exotiques de poissons (n = 11, voir tableau 1) de 12 % est semblable à celle des Grands Lacs. Cependant, les estimations sont inférieures à celles qui ont été calculées pour de petits lacs du Nord-Est, dans lesquels la proportion d'espèces exotiques dépasse souvent de 25 % l'assemblage de poissons (Whittier et Kincaid, 1999).

Pour mener plus loin l'évaluation des impacts des pêches dans le fleuve Saint-Laurent, on a analysé les données des prises quotidiennes depuis 1971 en provenance de la trappe de pêche expérimentale de l'Aquarium du Québec, située à Saint-Nicolas, près de

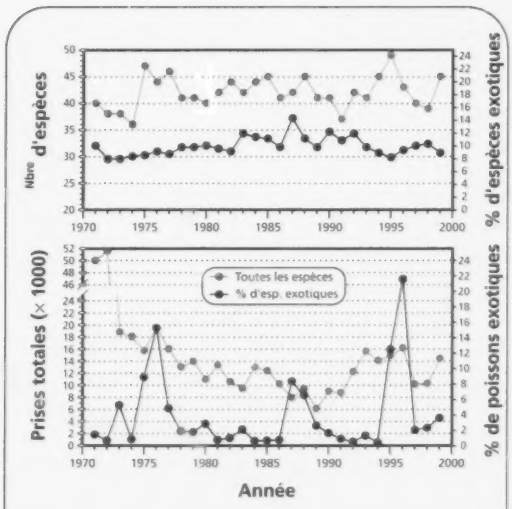


Figure 6. Importance relative des espèces exotiques de poissons dans la communauté de poissons du fleuve Saint-Laurent, à Saint-Nicolas, de 1971 à 1999.

Québec. On a tenté d'évaluer l'importance relative des poissons exotiques dans la structure et la diversité de la communauté de poissons du Saint-Laurent, vu que les espèces exotiques qu'on y trouve y ont été introduites depuis longtemps (tableau 1). Sur le plan de la diversité des espèces, les espèces exotiques représentent de 7 % à 14 % (moyenne de 10 %) du nombre total d'espèces (40 à 48 espèces) capturées dans la trappe de pêche expérimentale, aucune tendance importante n'ayant été décelée au cours des 30 dernières années (figure 6). Cependant, le pourcentage de poissons exotiques dans les prises totales variait davantage et était caractérisé par 3 pics précis, s'élevant jusqu'à 22 %. Aucune tendance temporelle n'était évidente, et les pics de l'abondance relative correspondaient au degré de variabilité du recrutement et de la dynamique des populations des espèces exotiques. Dans cette station de pêche expérimentale, la carpe, dont la première mention d'observation dans le fleuve date de 1908, et l'alose noyer (*Dorosoma cepedianum* (Lesueur), mentionnée pour la première fois en 1944), sont les deux espèces exotiques de poissons qui dominent quant au nombre; on remarque cependant que la proportion de salmonidés introduits a augmenté avec le temps et on attribue cette augmentation aux récents programmes d'ensemencement dans plusieurs lacs et tributaires du bassin hydrographique du Saint-Laurent (Dumont *et al.*, 1988). L'introduction du gobie arrondi (*Neogobius melanostomus* (Pallas)) dans le Saint-Laurent pourra modifier prochainement la situation des espèces exotiques de poissons, car on s'attend à ce que l'aire de distribution du gobie s'étende des Grands Lacs vers l'aval (tableau 1). Ayant fait l'objet d'une première mention à l'automne 1997 dans un filet de pêche commerciale à proximité de Québec, l'espèce a été mentionnée de nouveau en 2000 sur la rive sud du lac Saint-François (près de Massena, dans l'État de New York) et à Saint-Nicolas. Par ailleurs, les résultats portent à croire que la diversité des espèces ne suffit pas pour décrire l'impact potentiel des espèces exotiques dans un écosystème; on devrait aussi se servir d'un indice basé sur l'abondance ou la biomasse relatives des espèces exotiques et indigènes afin de définir les propriétés de l'écosystème et ses réactions à l'introduction d'espèces.

Analyse

On considère comme modérée l'estimation à 163 espèces exotiques pour l'ensemble du bassin hydrographique des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, et la liste des espèces (tableau 1) est sans aucun doute partielle. Tel que l'a signalé Benson (1999), on a beaucoup moins étudié et moins bien documenté l'introduction de petits organismes et celle d'espèces difficiles à classifier sur le plan taxinomique. En eau douce, les difficultés d'ordre taxinomique sont particulièrement grandes en ce qui touche les organismes du plancton, les bryozoaires, les vers benthiques, les parasites, les champignons et autres pathogènes. Les espèces introduites peuvent transporter des espèces cryptiques, qui sont difficiles à identifier pour les non-experts (Carlton, 1999; Grigorovich *et al.*, 2000). Elles peuvent également servir de vecteurs de maladies (voir les exemples cités dans Dextrase et Coscarelli, 1999; Goodchild, 1999). À ce sujet, l'introduction de l'écrevisse américaine en Europe constitue un exemple remarquable, car elle y a supprimé les populations d'écrevisses indigènes en leur transmettant un champignon pathogène (Lodge *et al.*, 2000). Même si de tels facteurs peuvent nuire à la capacité de détecter de nouvelles espèces parmi les groupes abondants, il ne faudra pas s'étonner si d'autres espèces exotiques s'ajoutent à l'avenir à la liste en raison de meilleurs diagnostics et méthodes d'identification.

Depuis 1920, le taux d'introduction d'espèces dans les Grands Lacs s'est élevé à environ une introduction par année. Le manque d'indices semblables pour les autres réseaux hydrographiques empêche toute comparaison, mais on croit intuitivement que ce taux dépasserait de beaucoup le taux d'expansion des espèces lié aux causes naturelles. Par le fait même, il indiquerait un grave problème. Les mentions légèrement moins nombreuses de nouvelles espèces exotiques au cours des 10 dernières années (tableau 4) tendent à confirmer le déclin des introductions d'espèces, tel que l'avaient prévu Mills *et al.* (1993). Dans les Grands Lacs, le transport par navires et par les canaux constitue un vecteur

Tableau 4. Nombres de mentions d'espèces exotiques par décennie depuis 1900 en relation avec des activités maritimes, des canaux, d'autres vecteurs et des sources inconnues

Décennie	Activités maritimes	Canaux	Autres vecteurs	Sources inconnues	Total
1901–1910	2		5		**7**
1911–1920		1	8		**9**
1921–1930	1		7	2	**10**
1931–1940	5		9		**14**
1941–1950	1	1	5	4	**11**
1951–1960	2	1	6	3	**12**
1961–1970	10		4	1	**15**
1971–1980	11	1	4	2	**18**
1981–1990	9		2		**11**
1991–2000	5	1	1	2	**9**

important des introductions (Locke *et al.*, 1993; Wiley, 1997; Wiley et Claudi, 1999) et est lié aux causes principale et secondaire de l'introduction de presque la moitié des espèces (tableau 1). Au XX^{e} siècle, l'augmentation importante du nombre d'espèces introduites a résulté en partie du passage du lest solide au lest liquide dans les navires de charge et probablement davantage de l'ouverture de la Voie maritime des Grands Lacs et du Saint-Laurent en 1959 (Mills *et al.*, 1993; Mills *et al.*, 1999). Cette dernière pourrait être à l'origine du pic de l'introduction d'espèces de 1960 à 1980. Fait à noter, le pic correspond surtout aux mentions de 18 nouvelles espèces d'algues et coïncide avec la période de grande eutrophisation dans les Grands Lacs (Gouvernement du Canada, 1991). La crise environnementale a contribué à mousser l'intérêt scientifique et a mené à l'intensification des activités d'échantillonnage du phytoplancton et des algues, qui ont peut-être aidé à découvrir et à identifier de nouvelles espèces.

En 1989, le gouvernement du Canada a établi des directives afin de régir les rejets d'eau de lest des navires qui entrent dans les eaux douces de l'écosystème des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (Wiley et Claudi, 1999). Elles visaient à contrer les impacts graves liés à l'introduction de la moule zébrée au milieu des années 1980 et à réduire le nombre d'introductions d'espèces. Après 1993, le taux de conformité aux directives dépassait 90 % (Wiley, 1995). De plus, le nombre de nouvelles espèces mentionnées dans les Grands Lacs de 1991 à 2000 (9 espèces) est le plus faible pour une période de 10 ans depuis 1920 (tableau 4).

Par ailleurs, les introductions d'espèces attribuables à l'eau de lest des navires ont baissé au cours des 10 dernières années, passant de 9 ou 10 par décennie en 1960 à 5 par décennie en 1990. Même si nous ne maintenons pas que l'établissement de directives pour le contrôle des ballasts a vraiment contribué à la récente baisse des introductions d'espèces dans les Grands Lacs, les résultats tendent à confirmer que l'application simultanée de telles directives et d'autres méthodes de contrôle peut aider à réduire le risque de nouvelles introductions d'espèces exotiques dans les eaux canadiennes. En conséquence, les directives sur les échanges de ballast liquide devraient être rigoureusement mises en application dans le fleuve Saint-Laurent.

À ce jour, plus de la moitié des espèces introduites dans les Grands Lacs ont été mentionnées dans le fleuve Saint-Laurent. Par comparaison, on dénombre davantage d'espèces exotiques (n = 113) dans le fleuve Hudson que dans le Saint-Laurent, mais le pourcentage d'espèces communes avec les Grands Lacs y est plus faible (48 [34 %] sur 139) (Mills *et al.*, 1996). Le phénomène indique que la position stratégique du fleuve Saint-Laurent, situé à l'extrémité aval de la série de Grands Lacs, favorise l'échange et le transfert d'organismes, ce qui mène à des groupes similaires d'espèces introduites dans les deux régions. La plupart (90 %) des espèces introduites dans le Saint-Laurent l'ont d'abord été dans les Grands Lacs, en particulier dans le lac Ontario (figure 5). Sans égard aux mécanismes en cause, le fleuve Saint-Laurent semble très exposé et vulnérable au transfert vers l'aval d'espèces exotiques introduites dans les Grands Lacs et à l'invasion ultérieure de telles espèces.

L'introduction et la présence d'espèces exotiques dans le fleuve ne signifient pas nécessairement l'existence de populations établies ou se reproduisant perpétuellement. Tel que l'indiquent par les moules zébrées du Rhin (Kern *et al.*, 1994), les populations fluviales peuvent

dépendre entièrement des recrues annuelles en provenance des populations qui se reproduisent dans les lacs situés en amont. De Lafontaine *et al.* (1995) et De Lafontaine et Cusson (1997) ont conclu d'une manière semblable que les larves de moule zébrée dans le fleuve Saint-Laurent avaient peut-être dérivé à partir de sources d'individus reproducteurs situées en amont, dans le lac Ontario, à des distances aussi grandes que 250 à 500 km. Des études comparatives sur la dynamique des populations d'espèces exotiques dans les lacs et les rivières seraient fort utiles pour préciser jusqu'à quel point des mécanismes semblables existent chez les espèces exotiques du fleuve Saint-Laurent.

Nos résultats suggèrent que le fleuve peut constituer une source d'entrée potentielle au Canada et en Amérique du Nord pour les espèces exotiques. Environ 10 % des espèces exotiques dont on a fait mention dans les Grands Lacs avaient d'abord été trouvées, puis mentionnées dans le fleuve Saint-Laurent. Les premières espèces à être signalées dans le fleuve étaient des plantes vasculaires qui avaient été introduites au XIX^{e} siècle; elles provenaient d'échappées de culture ou de délestages de solides (Mills *et al.*, 1994) dans les ports situés le long du Saint-Laurent. Même si le fleuve semble avoir joué dans le passé un rôle plus important comme récepteur principal d'espèces exotiques, il représente de nos jours une source potentielle non négligeable de nouvelles introductions. Le transfert de telles espèces vers l'amont, c'est-à-dire à contre-courant, signifie que des mécanismes actifs ou assistés par l'homme sont en cause. Les vecteurs fort probablement responsables de tels mouvements sont liés aux activités des navires canadiens et étrangers (Niimi, 2000). Dans les Grands Lacs, des transferts semblables d'organismes se sont produits aussi vers l'amont (par exemple, la moule zébrée, le gobie arrondi), car plusieurs espèces qui ont d'abord été introduites dans les Grands Lacs inférieurs (Ontario et Érié) se sont propagées ensuite dans les lacs Supérieur et Huron en relativement peu de temps (Wiley et Claudi, 1999). Ces faits appuient l'élaboration et la mise en œuvre de contrôles adéquats pour réduire le transfert d'organismes à l'intérieur du bassin hydrographique.

En théorie, la probabilité qu'une espèce soit transférée augmente avec le temps. En effet, l'analyse des données laisse croire que le transfert d'une espèce à l'intérieur du bassin hydrographique des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent est avant tout fonction du temps écoulé depuis la première mention (figure 4) et de la distance par rapport au site d'entrée d'origine (figure 5). La constatation selon laquelle la proportion des espèces communes aux lacs et au fleuve augmente avec le temps à compter de la première mention signifie que, une fois introduites, les espèces se propageront et que leur aire de distribution couvrira un jour l'ensemble du bassin hydrographique. Les résultats indiquant que la distance géographique influe sur la probabilité du transfert d'espèces dans le bassin (figure 5) appuient l'hypothèse selon laquelle les espèces peuvent envahir les eaux communicantes adjacentes et s'y établir plus rapidement et avec un meilleur taux de succès que dans des régions plus éloignées (Johnson et Carlton, 1996). Étant donné que 62 des espèces introduites dans les Grands Lacs n'ont pas encore été mentionnées dans le fleuve, on s'attend à ce que le nombre d'espèces exotiques continue à court terme à y augmenter. La tendance exponentielle des introductions d'espèces dans le fleuve peut se maintenir durant une autre décennie. De plus, les espèces pourront envahir le Saint-Laurent à partir de ses tributaires. La rivière Richelieu, qui communique avec le bassin hydrographique du lac Champlain et du fleuve Hudson, a été définie comme source potentielle d'espèces exotiques pour le Saint-Laurent (par exemple l'écrevisse américaine) et pourrait fort bien constituer la voie d'entrée de prochaines invasions de tanches et de châtaignes d'eau, qui se sont établies récemment dans le Haut-Richelieu.

Conséquences pour la gestion

L'analyse qui précède dépend tout à fait de la nature et de la qualité des renseignements disponibles qui, dans une large mesure, sont fonction des activités de recherche et du nombre d'études menées dans une région donnée. Si la probabilité d'introduire une espèce est considérée comme un jeu de roulette écologique (au sens de Carlton et Geller, 1993), la découverte et la confirmation de la présence d'une nouvelle espèce sont une question de chance et d'intensité d'échantillonnage. Même si les mentions d'introduction ayant servi à documenter ce chapitre proviennent de diverses sources qui correspondent à divers degrés d'expertise, la proportion d'espèces transférées dans le temps et les estimations des temps de transfert étaient relativement semblables parmi les divers groupes taxinomiques. Les raisons d'une telle ressemblance ne sont pas évidentes, mais il est probable que des différences dans les mécanismes de transfert entre les groupes taxinomiques soient moins importantes que les forces hydrologiques, écologiques et anthropiques qui contribuent à la dispersion des organismes, en particulier dans le bassin hydrographique des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent. Les introductions d'espèces étant essentiellement liées aux activités humaines, il n'est pas étonnant que les premières mentions d'espèces exotiques soient souvent provenues de régions où les impacts d'origine humaine étaient les plus grands, comme les lacs Ontario, Érié et Michigan (figure 5). Par conséquent, il faut que les secteurs des grands ports et les canaux fassent partie des sites de surveillance prioritaires en ce qui concerne les introductions d'espèces et leur transfert dans les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent. Compte

tenu des introductions associées aux déversements d'appâts vivants (Litvak et Mandrak, 1999), il est justifié de procéder à des inspections et à la surveillance des secteurs importants de pêche où le recours à de tels appâts est permis.

On a relativement bien décrit la dispersion d'espèces exotiques dans les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent, et l'on surveille déjà certaines d'entre elles. Dans l'ensemble, on possède cependant très peu de renseignements sur la distribution et l'abondance relative de la grande majorité des espèces exotiques. Au Canada, le manque de programmes de surveillance adéquats de la diversité biologique en eau douce est en grande partie responsable de la situation. De tels renseignements sont des préalables à l'évaluation de l'importance relative et de l'éventuel impact des espèces exotiques dans les écosystèmes canadiens. Des systèmes d'information aux États-Unis (Benson, 1999) et ailleurs (Ricciardi *et al.*, 2000) ont été très utiles pour compiler et synthétiser des renseignements (par exemple Fuller *et al.*, 1999; Galatowitsch *et al.*, 1999; Gido et Brown, 1999; Rahel, 2000).

Tenter de maîtriser et de gérer le problème à l'échelle de l'espèce peut sembler prometteur, mais la situation nécessite une approche plus globale. Les programmes de lutte chimique contre la lamproie dans les Grands Lacs sont de très bons exemples de l'approche à l'échelle de l'espèce. Au cours des 50 dernières années, de tels programmes ont occasionné des frais et des efforts énormes, et on continuera à dépenser des millions de dollars à l'avenir (Mills *et al.*, 1999). Malgré les programmes de récolte mis en place pour contrer la progression de la châtaigne d'eau vers le nord du lac Champlain (Hauser et Bove, 1999), cette espèce a réussi à atteindre la rivière Richelieu (Gratton, 1998) où elle se propage rapidement. Il faut dorénavant abandonner la gestion par espèce et soutenir les efforts qui visent à améliorer la loi afin de gérer les activités humaines qui facilitent la dispersion et le transfert des espèces. Il faut mettre l'accent sur les vecteurs d'introduction et faire abstraction de la distinction arbitraire entre les introductions délibérées et accidentelles.

La dynamique et la nature ouverte des réseaux fluviaux ainsi que leur continuité naturelle dans un bassin hydrographique facilitent grandement la distribution des espèces dans de tels réseaux. Depuis quelques années, on a donné la priorité à l'introduction d'espèces, mais on a accordé beaucoup moins d'attention à leur transfert ultérieur. La présente analyse du bassin hydrographique des Grands Lacs et du Saint-Laurent indique que les deux aspects du problème sont tout aussi importants.

Remerciements

Nous remercions de leur généreuse contribution plusieurs collègues qui ont patiemment consacré temps et énergie à réviser et à valider les divers renseignements et détails du chapitre. Nous remercions sincèrement Fanny Delisle, qui a compilé la plus grande partie des données et qui a aidé à valider les renseignements sur les plantes vasculaires, Christiane Hudon et Chantal Vis pour leurs données sur les algues ainsi que Paul Harrison, Gerald Mackie, Premek Hamr, Ed Crossman et Pierre Dumont qui ont fourni des renseignements sur les algues, les mollusques, les écrevisses et les poissons. Soulignons également le travail de Denise Séguin et François Boudreault qui ont dessiné la carte.

Références

Benson, A. 1999. Documenting over a century of aquatic introductions in the United States. Pages 1–31 *in* R. Claudi and J.H. Leach, eds. Nonindigenous freshwater organisms. Vectors, biology, and impacts. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Bernatchez, L.; Giroux, M. 1996. Guide des poissons d'eau douce du Québec et leur distribution dans l'Est du Canada. 2e éd. Éditions Broquet, L'Acadie (Qc).

Bourgeois, M.; Gilbert, M.; Cusson, B. 2001. Évolution du trafic maritime en provenance de l'étranger dans le Saint-Laurent de 1978 à 1996 et implications pour les risques d'introduction d'espèces aquatiques non indigènes. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. [Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.] 2338. 34 p.

Carlton, J.T. 1999. Molluscan invasions in marine and estuarine communities. Malacologia 41(2):439–454.

Carlton, J.T.; Geller, J. 1993. Ecological roulette: the global transport and invasion of nonindigenous marine organisms. Science 261:78–82.

Claudi, R.; Leach, J.H., eds. 1999. Nonindigenous freshwater organisms: vectors, biology, and impacts. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 480 p.

Claudi, R.; Mackie, G.L., eds. 1994. Practical manual for zebra mussel monitoring and control. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 227 p.

Cohen, A.N.; Carlton, J.T. 1998. Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary. Science 279:555–558.

De Lafontaine, Y.; Cusson, B. 1997. Veligers of zebra mussels in the Richelieu River: an intrusion from Lake Champlain. Pages 30–41 *in* Proceedings of the Second Northeast Conference on Nonindigenous Aquatic Nuisance Species, Burlington, VT, 18–19 April 1997. Connecticut Sea Grant College Program, University of Connecticut, Groton, CT.

De Lafontaine, Y.; Lapierre, L.; Henry, M.; Grégoire, Y. 1995. Abondance des larves de Moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) et de Quagga (*Dreissena bugensis*) aux abords

des centrales hydroélectriques de Beauharnois, Les Cèdres et Rivière-des-Prairies. Environnement Canada, région du Québec, Montréal (Qc). Rapp. sci. tech. [Sci. Tech. Rep.] S-14. 52 p.

Dextrase, A.J.; Coscarelli, M.A. 1999. Intentional introductions of nonindigenous freshwater organisms in North America. Pages 61–98 *in* R. Claudi and J.H. Leach, eds. Nonindigenous freshwater organisms: vectors, biology, and impacts. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Drake, J.A.; Mooney, H.A.; di Castri, F.; Groves, R.H.; Kruger, F.J.; Rejmanek, M.; Williamson, M., eds. 1989. Ecology of biological invasions: a global perspective. John Wiley & Sons, New York, NY.

Dumont, P.; Bergeron, J.F.; Dulude, P.; Mailhot, Y.; Rouleau, A.; Ouellet, G.; Lebel, J.-P. 1988. Introduced salmonids: Where are they going in Quebec watersheds of the Saint-Laurent River? Fisheries 13:9–17.

Fuller, P.L.; Nico, L.G.; Williams, J.D. 1999. Nonindigenous fishes introduced into inland waters of the United States. Am. Fish. Soc. Spec. Publ. 27. 613 p.

Galatowitsch, S.M.; Anderson, N.O.; Ascher, P.D. 1999. Invasiveness in wetland plants in temperate North America. Wetlands 19:733–755.

Gido, K.B.; Brown, J.H. 1999. Invasion of North American drainages by alien fish species. Freshwater Biol. 42:387–399.

Goodchild, C.D. 1999. Ecological impacts of introductions associated with the use of live baitfish. Pages 181–195 *in* R. Claudi and J.H. Leach, eds. Nonindigenous freshwater organisms: vectors, biology, and impacts. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Gouvernement du Canada. 1991. L'état de l'environnement au Canada. Ottawa (Ont.).

Gratton, L. 1998. Espèces végétales exotiques envahissantes du milieu riverain. Pages 13–16 *in* Compte rendu d'un atelier sur les espèces exotiques envahissantes, Saint-Jean-sur-Richelieu, 23 novembre 1998. Parcs Canada, Service de conservation des écosystèmes, Québec (Qc).

Grigorovich, I.A.; Korniushin, A.V.; MacIsaac, H.J. 2000. Moitessier's pea clam *Pisidium moitessierianum* (Bivalvia, Sphaeriidae): a cryptogenic mollusc in the Great Lakes. Hydrobiologia 435:153–165.

Hall, S.R.; Mills, E.L. 2000. Exotic species in large lakes of the world. Aquat. Ecosyst. Health Manage. 3:105–135.

Hamr, P. 1998. Conservation status of Canadian freshwater crayfishes. World Wildlife Fund and Canadian Nature Federation, Toronto (Ont.). 87 p.

Hauser, M.W.; Bove, A.E. 1999. Importance of consistent, adequate resources for aquatic nuisance species management: a case study of water chesnut (*Trapa natans*) in Lake Champlain [abstract]. Page 44 *in* Proceedings of the 9th International Zebra Mussel and Aquatic Nuisance Species Conference, Duluth, MN, 26–30 April 1999. The Professional Edge, Pembroke, ON.

Hogg, I.D.; Eadie, J.M.; De Lafontaine, Y. 1999. Passive dispersal among fragmented habitats: the population genetic consequences for freshwater and estuarine amphipods. Pages 307–326 *in* F.R. Schram and J.C. von Vaupel Klein, eds. Crustaceans and the biodiversity crisis. Proceedings of the 4th International Crustacean Congress, Amsterdam, 20–24 July 1998. Brill Publishing, Boston, MA.

Johnson, L.E.; Carlton, J.T. 1996. Post-establishment spread in large-scale invasions: dispersal mechanisms of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. Ecology 77:1686–1690.

Kern, R.; Borcherding, J.; Neumann, D. 1994. Recruitment of a freshwater mussel with a planktonic life-stage in running waters — studies on *Dreissena polymorpha* in the River Rhine. Arch. Hydrobiol. 131:385–400.

Litvak, M.K.; Mandrak, N.E. 1999. Baitfish trade as a vector of aquatic introductions. Pages 163–180 *in* R. Claudi and J.H. Leach, eds. Nonindigenous freshwater organisms: vectors, biology, and impacts. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Locke, A.; Reid, D.M.; van Leeuwen, H.C.; Sprules, W.G.; Carlton, J.T. 1993. Ballast water exchange as a means of controlling dispersal of freshwater organisms by ships. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50:2086–2093.

Lodge, D.M.; Taylor, C.A.; Holdich, D.M.; Skurdal, J. 2000. Nonindigenous crayfishes threaten North American freshwater biodiversity: lessons from Europe. Fisheries 25:7–20.

Mills, E.L.; Chrisman, J.R.; Holeck, K.T. 1999. The role of canals in the spread of non-indigenous species in North America. Pages 347–379 *in* R. Claudi and J.H. Leach, eds. Nonindigenous freshwater organisms: vectors, biology, and impacts. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Mills, E.L.; Leach, J.H.; Carlton, J.T.; Secor, C.L. 1993. Exotic species in the Great Lakes: a history of biotic crises and anthropogenic introductions. J. Great Lakes Res. 19:1–54.

Mills, E.L.; Leach, J.H.; Carlton, J.T.; Secor, C.L. 1994. Exotic species and the integrity of the Great Lakes. Lessons from the past. Bioscience 44(10): 666–676.

Mills, E.L.; Scheuerell, M.D.; Carlton, J.T.; Strayer, D. 1997. Biological invasions in the Hudson River basin. N. Y. State Mus. Circ. 57. 51 p.

Mills, E.L.; Strayer, D.L.; Scheuerell, M.D.; Carlton, J.T. 1996. Exotic species in the Hudson River basin: a history of invasions and introductions. Estuaries 19(4):814–823.

Nalepa, T.F.; Schloesser, D.W., eds. 1993. Zebra mussels: biology, impacts and control. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 810 p.

Niimi, A.J. 2000. Role of vessel transit patterns on exotic species introductions to the Great Lakes. Dreissena 11(1):1–10.

Paquet, S.; Jarry, V.; Hudon, C. 1998. Phytoplankton species composition in the St. Lawrence River. Verh. Int. Verein. Limnol. 26:1095–1105.

Prieur-Richard, A.-H.; Lavorel, S. 2000. Invasions: the perspective of diverse plant communities. Austral Ecol. 25: 1–7.

Rahel, F.J. 2000. Homogenization of fish faunas across the United States. Science 288:854–856.

Ricciardi, A.; Steiner, W.W.M.; Mack, R.N.; Simberloff, D. 2000. Toward a global information system for invasive species. Bioscience 50:239–244.

Ricciardi, A.; Whoriskey, F.G.; Rasmussen, J.B. 1996. Impact of the *Dreissena* invasion on native unionid bivalves in the upper St. Lawrence River. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53:1434–1444.

Sala, O.E.; Chapin, F.S., III; Armesto, J.J.; Berlow, E.; Bloomfield, J.; Dirzo, R.; Huber-Sannwald, E.; Huenneke, L.; Jackson, R.B.; Kinsig, A.; Leemans, R.; Lodge, D.M.; Mooney, H.A.; Oesterheld, M.; Poff, N.L.; Sykes, M.T.; Walker, B.H.; Walker, M.; Wall, D.H. 2000. Biodiversity scenarios for the year 2010. Science 287:1770–1774.

Scott, W.B.; Crossman, E.J. 1973. Poissons d'eau douce du Canada. Bulletin de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. N° 184F. 1026 p.

Shear, H. 1996. The development and use of indicators to assess the state of ecosystem health in the Great Lakes. Ecosyst. Health 2:241–258.

Whittier, T.R.; Kincaid, T.M. 1999. Introduced fish in northeastern USA lakes: regional extent, dominance, and effect on native species richness. Trans. Am. Fish. Soc. 128:769–783.

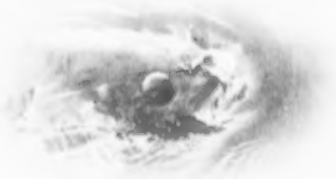
Wiley, C.J. 1995. Ballast water control: overview of the Canadian approach. Pages 489–494 *in* Proceedings of the 5th International Zebra Mussel and Other Aquatic Nuisance Organisms Conference, Toronto, ON, 14–21 February 1995. The Professional Edge, Pembroke, ON.

Wiley, C.J. 1997. The aquatic nuisance species: nature, transport and regulation. Pages 55–64 *in* F.M. D'Itri, ed. Zebra mussels and aquatic nuisance species. Ann Arbor Press, Chelsea, MI.

Wiley, C.J.; Claudi, R. 1999. The role of ships as a vector of introduction for non-indigenous freshwater organisms, with focus on the Great Lakes. Pages 203–213 *in* R. Claudi and J.H. Leach, eds. Nonindigenous freshwater organisms: vectors, biology, and impacts. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Photo accompagnant le titre du chapitre : Écrevisse américaine. Aimablement fournie par Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Montréal (Qc).

Espèces aquatiques exotiques au Manitoba : réalité et menace



Wendy Ralley

Le Manitoba a ceci de particulier que toutes les eaux de surface qui pénètrent dans la province s'écoulent vers le nord dans le cadre géographique du bassin versant de la baie d'Hudson. De plus, tous ses grands cours d'eau, comme l'Assiniboine, la rivière Rouge, la Winnipeg et la Saskatchewan, ont leur source sur d'autres territoires. Les autorités manitobaines doivent donc surveiller les occurrences d'espèces exotiques dans les territoires adjacents, étant donné l'influence directe que de telles espèces peuvent avoir sur les bassins de la province. Tous les grands systèmes fluviaux du Manitoba se jettent dans le lac Winnipeg (figure 1).

L'examen des bassins hydrographiques du Manitoba révèle un grand nombre de voies possibles par lesquelles des espèces aquatiques exotiques provenant d'autres régions peuvent entrer dans la province. Le bassin de l'Assiniboine draine environ 154 176 km^2, et se trouve en bonne partie en Saskatchewan. Les eaux d'amont de ce cours d'eau se trouvent dans l'est et le centre de la Saskatchewan, et l'Assiniboine se jette dans la rivière Rouge à l'intérieur de la ville de Winnipeg. La rivière Rouge naît au lac Traverse (Dakota du Sud), à la limite nord-est du Dakota du Sud et du Minnesota. Le bassin de la Rouge couvre environ 121 932 km^2, donnée qui exclut le bassin de l'Assiniboine. La rivière Winnipeg naît dans le nord-ouest de l'Ontario, au lac des Bois, et a pour affluents les réseaux de la rivière à la Pluie et de la rivière English. Le bassin de la rivière Saskatchewan est l'un des plus divers de l'Amérique du Nord, puisqu'il draine un territoire de 420 000 km^2, à cheval sur les trois provinces des Prairies. La rivière traverse la limite Manitoba-Saskatchewan près de The Pas, et se jette dans le bassin nord du lac Winnipeg à Grand Rapids.

Le Manitoba est privilégié en ce sens qu'un nombre relativement faible des espèces aquatiques exotiques qui se sont établies dans la région ontarienne des Grands Lacs et près du fleuve Saint-Laurent, dans le

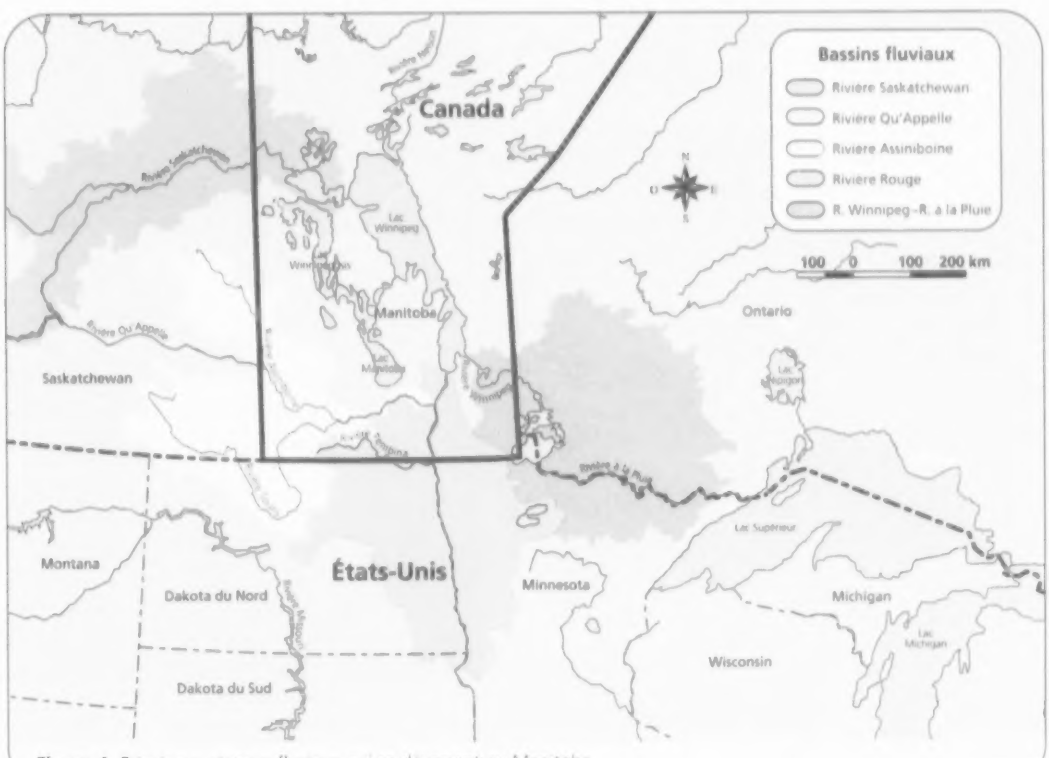


Figure 1. Principaux réseaux fluviaux qui se déversent au Manitoba.

Québec méridional, ont colonisé ses lacs, cours d'eau et terres humides. La carpe (*Cyprinus carpio* L.) et la salicaire (*Lythrum salicaria* L.), premières espèces exotiques introduites au Manitoba, ont causé des dommages écologiques dans la province. Les effets écologiques d'autres espèces exotiques, comme l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax* (Mitchill)), le bar blanc (*Morone chrysops* (Rafinesque)), et un cladocère nouvellement découvert, *Eubosmina coregoni* (Baird), ne sont pas aussi bien connus ni documentés. Le potentiel d'introduction accidentelle au Manitoba d'autres espèces envahissantes et nuisibles comme la moule zébrée (*Dreissena polymorpha* (Pallas)) demeure élevé. Pour lutter contre d'autres introductions dans la province, il est nécessaire de sensibiliser le public à la question des espèces introduites, de surveiller les cours d'eau et de combler les lacunes de la législation.

Espèces aquatiques exotiques présentes au Manitoba

Les quelques espèces aquatiques exotiques présentes au Manitoba posent des problèmes d'ordre écologique, économique et social. Elles sont décrites dans les sections qui suivent.

La carpe

Comme dans d'autres régions du Canada, la carpe (figure 2) a été introduite au Manitoba à la fin du XIX^{e} siècle, à des fins commerciales. Ces premières introductions dans les lacs et les cours d'eau du centre et de l'ouest du Manitoba semblent avoir été un échec (Atton, 1959). La première mention officielle d'une capture de carpes au Manitoba date de 1938, dans la rivière Rouge, à Lockport. Il s'agissait probablement de carpes qui avaient été déversées en amont dans la rivière Sheyenne et la rivière Rouge, au Dakota du Nord, à la fin du XIX^{e} siècle (K. Stewart, comm. pers.). À l'heure actuelle, les carpes sont largement répandues dans toute la province et se retrouvent même loin au nord, dans l'estuaire de la rivière Hayes, sur la baie d'Hudson (A. Derksen, comm. pers.).

L'impact écologique de la carpe sur le milieu aquatique est bien documenté depuis les années 1930 (King et Hunt, 1967; Crivelli, 1983; King *et al.*, 1997; Robertson *et al.*, 1997; Lougheed *et al.*, 1998; Wrubleski et Anderson, 1999). Pendant leurs activités d'alimentation et de frai, les carpes déracinent la végétation aquatique, ce qui cause une réduction globale des plantes aquatiques enracinées (Robel, 1961; King et Hunt, 1967), une réduction du couvert pour la sauvagine, les jeunes poissons et d'autres organismes aquatiques (Swain, 1979; K. Stewart, comm. pers.), et une augmentation de la turbidité de l'eau (Roberts *et al.*, 1995; Lougheed *et al.*, 1997). Outre qu'elles consomment et détruisent les racines des plantes aquatiques, les carpes semblent aussi se nourrir d'organismes benthiques et avoir un effet négatif sur d'autres espèces de poissons dont elles consomment les oeufs et détruisent les frayères (Swain, 1979).

Les effets des carpes sont en cours d'évaluation dans le marais Delta Marsh, au Manitoba. Le Delta Marsh est une zone humide de 22 000 ha, constituée de baies peu profondes interreliées, située sur la rive sud du lac Manitoba (Shay *et al.*, 1999). Il s'agit d'un des marais d'eau douce les plus grands et les mieux connus d'Amérique du Nord (figure 3). En 1982, ce marais a été inscrit sur la liste des zones humides d'importance internationale établie par la Convention de Ramsar sur les zones humides[1] et, en 1996, il a été désigné marais du patrimoine du Manitoba. Le marais Delta Marsh est aussi une composante importante du Réseau

Figure 2. Carpe. Photo © John G. Shedd Aquarium, Chicago (IL).

Figure 3. Photographie aérienne du marais Delta Marsh, 1999. Aimablement communiquée par G. Goldsborough, Station expérimentale de l'Université du Manitoba, Delta Marsh (Man.).

1. La Convention relative aux zones humides, signée à Ramsar, en Iran, en 1971, est un traité intergouvernemental qui constitue un cadre d'action nationale et de coopération internationale pour la conservation et l'utilisation rationnelle des zones humides et de leurs ressources. On compte actuellement 124 Parties contractantes à la Convention.

d'évaluation et de surveillance écologiques d'Environnement Canada (Goldsborough, 1999).

Le marais Delta Marsh est en bonne partie séparé du lac Manitoba par une barre de sable boisée créée il y a environ 2 500 ans; le marais est relié au lac par quatre chenaux (figure 4), qui permettent la libre circulation de l'eau et des poissons entre les deux masses d'eau. Autrefois, le niveau de l'eau dans le marais fluctuait en fonction de celui du lac Manitoba. Depuis 1961, ce niveau a été stabilisé dans le lac Manitoba et dans le marais grâce à des structures de régulation installées à l'entrée et à la sortie du lac. On a notamment aménagé un chenal de dérivation allant de la rivière Assiniboine au lac Manitoba. La qualité de l'eau ainsi dérivée est caractéristique d'un bassin à vocation agricole, et l'eau est riche en matières nutritives et en sédiments en suspension.

C'est en 1960 qu'on mentionne pour la première fois la présence des carpes dans le marais. À cette période, l'utilisation du marais par la sauvagine en migration et nicheuse a baissé suite à une réduction de l'abondance des macrophytes aquatiques, qui assurent aux oiseaux nourriture et matériaux pour les nids (Swain, 1979). Malgré l'absence de données sur l'effectif et la densité des carpes, on estime que l'abondance de ce poisson a atteint un sommet dans le marais en 1960 et 1962 (Wrubleski, 1998). Vers cette époque, on a installé des grilles anti-carpes à l'embouchure des chenaux qui reliaient le marais au lac Manitoba. Suite à l'installation des grilles, on a observé une augmentation de la croissance des macrophytes; on ne possède toutefois pas de données pour étayer cette observation (Wrubleski et Anderson, 1999). Les grilles anti-carpes n'étaient pas entretenues, et elles ont été détruites par les tempêtes; la carpe est maintenant fermement établie dans le marais (G. Goldsborough, comm. pers.). Wrubleski et Anderson (1999) ont préparé une synthèse sur les processus interactifs qui semblent avoir causé la destruction de l'habitat et la dégradation de la qualité de l'eau dans le Delta Marsh (voir la figure 5).

La stabilisation du niveau de l'eau dans le marais a eu un effet négatif qui s'est ajouté au comportement destructeur des carpes. Le travail d'érosion du vent et des vagues, combiné à l'action de déracinement des carpes, ont nettement réduit le nombre de petites îles dans les principales baies du marais. La fusion des baies et des petits plans d'eau, remplacés par de vastes zones de pleine eau, a occasionné une perte notable d'habitat pour la sauvagine (Goldsborough, 1999). Sur une période de 30 ans, on a cartographié l'habitat dans le Delta Marsh grâce à des opérations de photographie aérienne et à des relevés au sol en vue de déterminer la superficie des habitats et la composition spécifique. On a observé pendant cette période un déplacement d'espèces végétales importantes, qui sont maintenant moins nombreuses mais plus dispersées. La hausse de la turbidité, et donc la réduction de la pénétration de la lumière, est essentiellement causée par des proliférations algales, et a occasionné la disparition de macrophytes submergés. De fait, on a noté dans toutes les

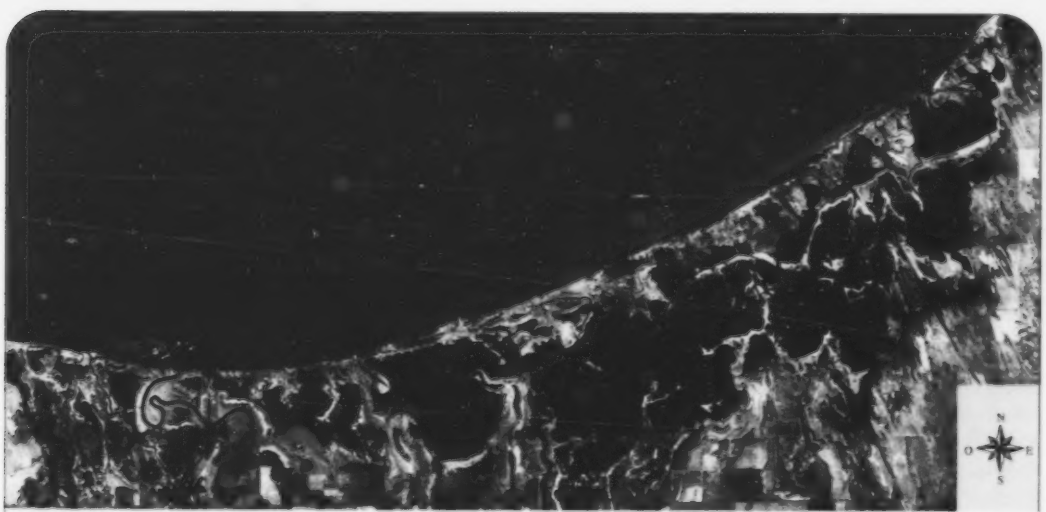


Figure 4. Composite de photos numériques, infrarouges et aériennes du marais Delta Marsh (Man.) prises le 15 août 1997. La turbidité est représentée par des tons clairs de bleu, le noir indiquant que l'eau contient peu de sédiments en suspension; les types de couvert de la végétation palustre correspondent à différentes nuances de rouge; les zones agricoles sont représentées par les tons de vert du côté sud. Photo aimablement communiquée par Canards Illimités Canada; l'Institut de recherche sur les terres humides et la sauvagine, la Station expérimentale de Delta Marsh (University of Manitoba); la Station de recherche sur la sauvagine et les terres humides de Delta Marsh, et Conservation Manitoba.

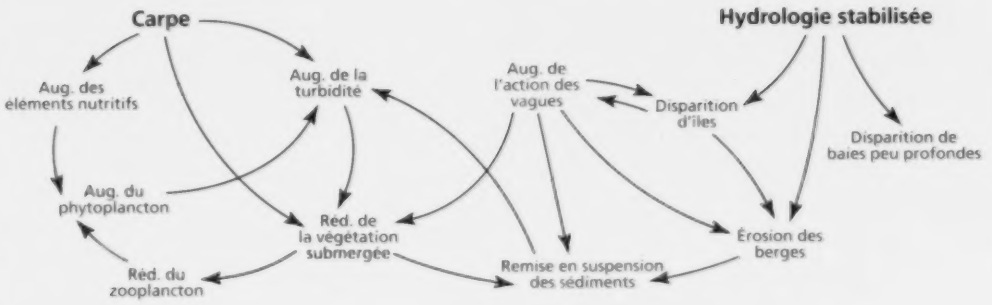


Figure 5. Modèle conceptuel des processus interactifs qui affectent le marais Delta Marsh depuis 30 ans (d'après Wrubleski et Anderson, 1999).

grandes baies étudiées une forte réduction des macrophytes submergés, et une perte globale de la végétation émergée des îles et du littoral (Wrubleski et Anderson, 1999). Cette perte d'habitat palustre a vraisemblablement causé un déclin de la sauvagine nicheuse. De plus, la disparition d'habitat dans le marais, qui constitue une nourricerie pour les poissons, peut aussi contribuer au déclin des gros poissons à valeur commerciale du lac Manitoba (Goldsborough, 1992).

L'éperlan arc-en-ciel

L'éperlan arc-en-ciel a été découvert au Manitoba en 1990 lorsqu'un spécimen a été pris dans le filet maillant d'un pêcheur commercial, dans le bassin sud du lac Winnipeg (Campbell *et al.*, 1991). Un peu plus tôt au cours de la même année, des restes d'éperlan arc-en-ciel avaient été identifiés dans l'estomac de dorés (*Stizostedion vitreum* (Mitchill)) capturés à la pêche commerciale. Des données anecdotiques permettent de penser que l'éperlan arc-en-ciel est apparu dans la rivière Rouge, à Lockport, en 1975 (K. Stewart, comm. pers.). On ne connaît pas la voie d'entrée de l'éperlan dans le lac Winnipeg. Campbell *et al.* (1991) ont examiné des scénarios potentiels, comme la dispersion par dévalaison à partir de l'Ontario, ou, plus vraisemblablement, une introduction directe dans la rivière Rouge par déversement intentionnel. Les éperlans ont bientôt commencé à apparaître dans des localités septentrionales, le long du fleuve Nelson (Franzin *et al.*, 1994; Remnant *et al.*, 1997) et, en 1998, on a signalé la présence d'éperlans arc-en-ciel dans l'estuaire du Nelson (Zrum, 1999). Il est possible que l'espèce ait connu une période de latence pendant laquelle les populations ont augmenté lentement, ce qui expliquerait le hiatus entre les données anecdotiques sur les premières observations au Manitoba et leur distribution actuelle (K. Stewart, comm. pers.).

L'impact écologique et social des populations d'éperlans au Manitoba est encore hypothétique, mais pourrait comprendre les conséquences suivantes :

- une baisse qualitative de l'appétibilité du doré et du touladi (*Salvelinus namaycush* (Walbaum));
- une diminution de l'effectif des populations de cisco de lac (*Coregonus artedi* Lesueur) et de grand corégone (*C. clupeaformis* (Mitchill));
- une augmentation de la présence de mercure due à la hausse de l'activité de recherche de nourriture, et à des concentrations plus élevées de mercure dans les réserves lipidiques des organismes; et
- une perte de revenu pour les pêches commerciales, car toutes ces espèces sont exploitées (Remnant, 1991; Wain, 1993; Franzin *et al.*, 1994).

Beaucoup de ces incidences négatives se sont produites dans d'autres eaux où l'éperlan a été introduit, mais n'ont pas encore été observés dans le lac Winnipeg.

À l'heure actuelle, on étudie les paramètres démographiques, l'alimentation et la dynamique de la prédation chez les éperlans du lac Winnipeg (W. Franzin, comm. pers.). Il semblerait que les poissons prédateurs de grande taille du lac Winnipeg se nourrissent essentiellement d'éperlans. On peut donc s'attendre à ce que le doré et le brochet grossissent plus rapidement et présentent une teneur en lipides plus élevée que s'ils se nourrissaient d'espèces fourrages indigènes (Stewart, 2000). Quand le doré se nourrit d'éperlans, sa qualité baisse, car sa chair devient molle et fade (Stewart, 2000). L'éperlan est aussi un prédateur, qui consomme et concurrence les stades juvéniles d'autres espèces de plus grande taille, dont un bon nombre font l'objet d'une pêche commerciale dans le lac Winnipeg. Ce phénomène pourrait avoir un effet sur la valeur annuelle des

pêches commerciales dans la région, qui représentent 50 % des captures commerciales du Manitoba.

Le bar blanc et le cladocère *Eubosmina coregoni*

Comme la carpe, c'est par le Dakota du Nord que le bar blanc est entré au Manitoba; dans cet État, en 1953, le bar blanc avait été délibérément introduit dans le lac Ashtabula, un réservoir aménagé sur la rivière Sheyenne (affluent de la rivière Rouge). C'est en 1963 que le bar blanc est apparu au Manitoba, dans le bassin sud du lac Winnipeg. En 1994, l'espèce se retrouvait dans toute l'étendue nord-sud du lac, et était devenue le plus abondant des poissons à nageoires rayonnées du bassin sud du lac Winnipeg. À l'heure actuelle, rien ne prouve que le bar blanc cause des dommages écologiques, mais ce poisson pourrait être en voie de déplacer la perchaude (*Perca flavescens* (Mitchill)) de la zone pélagique du bassin sud (K. Stewart, comm. pers.). Rien n'indique non plus que le bar blanc ait élargi son aire en occupant un autre grand lac du Manitoba. Les populations de sa principale source de nourriture, le méné émeraude (*Notropis atherinoides* Rafinesque), ne semblent pas affectées. Malgré l'absence d'effets écologiques apparents de l'établissement du bar blanc dans les eaux manitobaines, les gestionnaires des ressources halieutiques s'inquiètent de son impact à long terme sur les pêches du lac Winnipeg et de la rivière Rouge.

Un nouveau cladocère, *Eubosmina coregoni* (Baird), a été découvert dans le lac Winnipeg pendant la saison d'eaux libres de 1999 (A. Salki, comm. pers.). Toutes les mentions précédentes de distribution au Canada étaient confinées à la région des Grands Lacs (Patalas, 1972; Patalas *et al.*, 1994). *Eubosmina coregoni* a été introduit au début des années 1960 dans les Grands Lacs, en provenance d'Europe, probablement par les rejets d'eau de lest de navires transatlantiques. Ce cladocère n'a pas été retrouvé au cours des échantillonnages intensifs du lac Winnipeg effectués en 1994, 1996 et 1998. Toutefois, en 1999, cette espèce était le cladocère dominant dans le bassin nord du lac Winnipeg. Si on a aussi trouvé *E. coregoni* dans le bassin sud et dans les détroits du lac Winnipeg, la densité et l'aire de dispersion n'y étaient pas aussi marquées que dans le bassin nord. (A. Salki, comm. pers.)

On ne sait pas quand ni comment *E. coregoni* a été introduit dans le lac Winnipeg, ni de quelle masse d'eau il provenait. À l'heure actuelle, ce cladocère est considéré comme une espèce exotique envahissante et, à ce titre, les questions concernant son impact sur la situation trophique et la dynamique du réseau trophique du lac Winnipeg, et les conséquences pour la santé globale du lac, sont examinées par Pêches et Océans Canada.

Espèces aquatiques exotiques qui menacent le Manitoba

Il va vraisemblablement survenir des introductions d'espèces aquatiques et exotiques dans les eaux du Manitoba. Chaque année, le risque de telles introductions augmente, essentiellement à cause de leur transport sur les embarcations de plaisance, ou par la libération intentionnelle d'appâts vivants par les pêcheurs sportifs. Le simple nombre de pêcheurs d'autres régions qui amènent sur des remorques des bateaux de plaisance au Manitoba et dans ses bassins affluents fait croître fortement le potentiel de nouvelles introductions. Les barrières terrestres du sud et de l'est, qui séparent les eaux du Manitoba (c.-à-d. le bassin hydrographique de la baie d'Hudson) des autres bassins contenant des espèces exotiques sont relativement petites. Par exemple, 180 km seulement séparent le bassin des Grands Lacs des sources du bassin des rivières English-Winnipeg, et moins de 5 km séparent les sources de la rivière Rouge de celles du Minnesota (bassin du cours supérieur du Mississippi). Le gobie arrondi (*Neogobius melanostomus* (Pallas)), la grémille (*Gymnocephalus cernuus* L.), l'écrevisse rouilleuse (*Orconectes rusticus* Girard), le cladocère épineux (*Bythotrephes cederstroemi*), la moule zébrée et diverses autres espèces aquatiques exotiques qui n'ont pas encore été signalées dans les eaux manitobaines se retrouvent déjà dans des bassins adjacents. On peut penser qu'une ou l'autre de ces espèces est déjà présente dans la province (l'écrevisse rouilleuse a été signalée dans le lac des Bois en 1960 [P. Hamr, comm. pers.]). L'accessibilité, les ressources récréatives et la beauté du nord-ouest de l'Ontario et de l'est du Manitoba attirent des plaisanciers du Canada et d'autres pays. Le lac des Bois est aussi une masse d'eau partagée entre le Canada et les États-Unis. L'entrée au Manitoba d'espèces exotiques transportées par les embarcations serait extrêmement difficile à réglementer.

Le transfert entre bassins d'eau non traitée ou insuffisamment traitée est une autre voie par laquelle des espèces exotiques pourraient être accidentellement introduites au Manitoba. Plusieurs projets proposent de déplacer de l'eau du bassin du Missouri, par dessus la ligne de partage des eaux, jusqu'au bassin de la baie d'Hudson (p. ex., la dérivation Garrison). Les eaux de ces bassins sont hydrologiquement isolées les unes des autres depuis près de 10 000 ans, de sorte que chaque bassin contient un assemblage particulier d'organismes. Un certain nombre d'espèces exotiques présentes dans le bassin du Missouri ne se trouvent pas encore dans le bassin de la baie d'Hudson. De plus, d'autres projets, comme le projet de stabilisation du lac Devils (Dakota du Nord), se proposent de déplacer de l'eau d'un système qui a été hydrologiquement isolé du reste du bassin de la baie d'Hudson depuis près de 1 500 ans, et

cette eau peut contenir des organismes qui ne sont présents nulle part ailleurs dans ce bassin.

La moule zébrée

Depuis son introduction dans le lac Sainte-Claire, en 1986, la moule zébrée s'est répandue dans tout l'est de l'Amérique du Nord. Les voies d'eau interreliées sont devenues particulièrement vulnérables à l'invasion, tandis que les bassins hydrographiques isolés, comme celui du Manitoba, restent relativement protégés. Le bassin de drainage de la baie d'Hudson, qui couvre le Manitoba, est séparé des bassins aux eaux infestées de moules qui s'écoulent vers le sud (fleuve Mississippi) et vers l'est (Grands Lacs) (figure 6). Depuis 1989, le Manitoba participe à plusieurs activités visant à prévenir l'entrée des moules zébrées dans la province. À l'heure actuelle, la moule n'a été signalée dans aucune des eaux du Manitoba ni dans les bassins dont les eaux entrent dans la province.

Une fois les moules zébrées bien établies dans les Grands Lacs, leur invasion dans les eaux manitobaines est devenue fortement probable. En 1989, la province a créé le Comité consultatif sur la moule zébrée, composé de représentants de quatre ministères provinciaux, de services publics comme Hydro-Manitoba, de municipalités dont la ville de Winnipeg, et de l'entreprise privée. Les grands objectifs du Comité consultatif étaient d'avoir recours à tous les moyens raisonnables pour ralentir la migration vers l'ouest des moules zébrées et leur entrée au Manitoba; étant donné que cette invasion était inévitable, il fallait aussi préparer tous les grands secteurs utilisateurs des eaux qui risquaient d'être affectés.

Pour atteindre ces objectifs, le Comité consultatif a établi un réseau d'information et assuré le financement de diverses activités. Ces objectifs ont été atteints ces dernières années, mais la province continue à participer à diverses initiatives visant à sensibiliser le grand public et les secteurs cibles au dossier de la moule zébrée. Comme ses homologues des juridictions voisines, le Manitoba produit toute une gamme de documents écrits sur les espèces aquatiques exotiques, documents qui sont largement diffusés. Conscient que le problème des espèces exotiques déborde les frontières politiques, le Manitoba travaille en collaboration avec la province de l'Ontario, l'État du Minnesota et le U.S. Fish and Wildlife Service pour partager les coûts d'une signalisation routière visant les conducteurs qui entrent au Manitoba en direction de l'ouest et du nord.

Le Manitoba est activement représenté au Comité régional de l'Ouest sur les espèces aquatiques nuisibles, dont l'objectif est de stopper l'invasion des espèces aquatiques exotiques dans les 17 États de l'ouest des États-Unis, les 4 provinces de l'Ouest canadien ainsi que l'ouest du Mexique. La création du comité découle d'une disposition de la *National Invasive Species Act* de 1996 (loi des États-Unis). À l'heure actuelle, 49 membres y représentent les organismes fédéraux et provinciaux

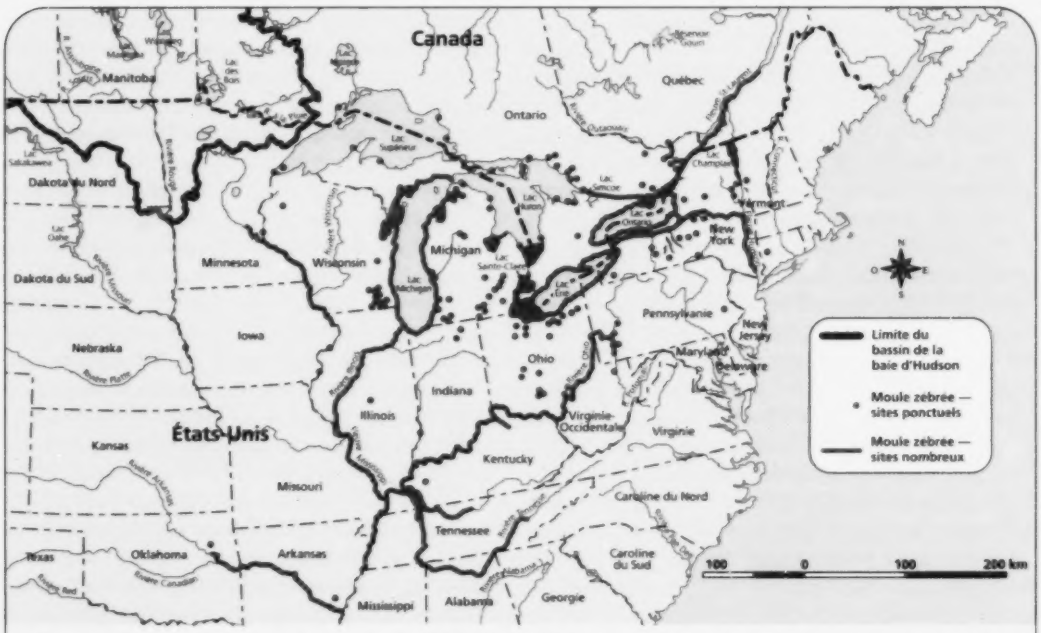


Figure 6. Répartition dans l'est et le centre-nord des moules zébrées en Amérique du Nord par rapport aux eaux du bassin de la baie d'Hudson qui entrent dans le Manitoba (données tirées de O'Neill, 2001).

canadiens ayant des intérêts dans les eaux douces et marines, ainsi que ceux des États-Unis issus du gouvernement fédéral, des États américains, des Autochtones, du milieu universitaire et du privé. L'une des initiatives vise à empêcher la moule zébrée de dépasser le centième méridien. Bien que tous les efforts visant à prévenir l'établissement des moules zébrées au Manitoba portent sur les limites des bassins versants, la province participe activement à cette initiative parce que le centième méridien coupe son territoire juste à l'ouest de Brandon.

Pour élaborer des campagnes pertinentes d'éducation et d'information du public, il faut mesurer la sensibilisation des plaisanciers au problème des espèces aquatiques exotiques. En 1994, Fish Futures Inc., en collaboration avec les provinces de l'Ontario et du Manitoba et avec Douanes Canada, a effectué une inspection des bateaux et une enquête sur la sensibilisation des plaisanciers ciblant les visiteurs qui transportent des embarcations sur des remorques à la frontière internationale et à d'autres endroits clés. Toutes les entrevues et les inspections ont été réalisées dans des bassins qui amènent des eaux de surface au Manitoba. On a interrogé les voyageurs sur leur connaissance générale de la moule zébrée, et on a inspecté les embarcations et les remorques pour détecter la présence des moules. Environ 1 600 entrevues ont été réalisées, qui ont donné les résultats suivants : 93 % des bateaux provenaient de zones où la présence des moules zébrées était connue; 5 % des bateaux s'étaient trouvés dans de l'eau abritant des moules zébrées dans les cinq derniers jours; 60 % des voyageurs interrogés savaient que les moules zébrées étaient présentes dans leur région d'origine. Aucune moule zébrée n'a été découverte. Le niveau de connaissances sur les moules zébrées était le plus élevé chez les voyageurs provenant du Minnesota et du Wisconsin (Fish Futures Inc., 1994).

Le Dakota du Nord a mené en 1999 une enquête semblable, évaluant le potentiel d'introduction dans les territoires de l'État d'espèces aquatiques exotiques par les embarcations de plaisance. Là encore, c'étaient les habitants du Minnesota et du Wisconsin qui connaissaient le mieux les espèces exotiques, et qui prenaient soin d'inspecter leur matériel (Grier et Sell, 1999). Environ la moitié des plaisanciers du Dakota du Nord qui ont été interrogés n'avaient pas entendu parler des espèces aquatiques exotiques. Les plaisanciers venant d'autres régions dans lesquelles la moule zébrée était présente mettaient leurs bateaux à l'eau presque exclusivement dans le lac Devils. Le rapport de l'enquête a conclu que le risque global d'introduction d'espèces exotiques dans l'État était faible.

En 1999, dans le cadre du Projet de lutte contre la salicaire au Manitoba, une enquête a été menée auprès des pêcheurs à pied (Lindgren et Simpson, 1999) et de quelques plaisanciers. On a mesuré chez environ 350 pêcheurs les connaissances générales au sujet des espèces aquatiques exotiques au Manitoba. Dans l'ensemble, les plaisanciers étaient mieux informés que les pêcheurs à pied. La plupart des répondants ignoraient toutefois le problème des espèces aquatiques exotiques, et l'étude a fait clairement ressortir la nécessité d'améliorer la sensibilisation du public. Les résultats ont aussi indiqué que 20 % des pêcheurs éliminaient les appâts vivants non utilisés en les rejetant dans les eaux de surface.

Le 30 juin 1999, des moules zébrées ont été trouvées sur un bateau de plaisance qui avait été acheté cinq jours plus tôt à Orillia, en Ontario (lac Simcoe) et amené sur une remorque jusqu'à un yacht club installé sur la rivière Rouge juste au nord de Winnipeg. Toutes les moules zébrées étaient mortes, et on n'a pas trouvé de véligères. Le propriétaire a toutefois reçu instruction de racler la coque de son bateau et de la laver avec de l'eau contenant un agent de désinfection. À l'heure actuelle, la province du Manitoba examine et inspecte les embarcations transportées par remorque aux postes frontaliers d'Emerson et de Sprague, au Manitoba, ainsi que, dans la mesure du possible, à la limite des provinces du Manitoba et de l'Ontario. Au cours des 850 inspections menées sur les bateaux et les remorques au cours de l'année 2000, on n'a trouvé aucune trace de moules zébrées. La plupart des visiteurs interrogés provenaient du Minnesota et, comme lors de l'enquête de 1994, c'étaient eux qui connaissaient le mieux le problème des espèces aquatiques exotiques.

La surveillance de la moule zébrée dans les voies navigables est effectuée par trois organismes au Manitoba : la ville de Winnipeg, Hydro-Manitoba et Conservation Manitoba. La ville de Winnipeg tire son eau potable du lac Shoal, situé à 140 km à l'est de la ville, à la limite Manitoba-Ontario. L'eau du lac est acheminée à Winnipeg par gravité à l'aide d'un grand aqueduc. L'infestation de l'aqueduc et du matériel de pompage par des moules zébrées serait extrêmement coûteuse. La ville de Winnipeg surveille les moules zébrées en installant des échantillonneurs à substrat artificiel près de la prise d'eau de l'aqueduc ainsi que dans les grandes baies du lac. Elle combine des interventions techniques, opérationnelles et chimiques, regroupées dans un vaste plan visant à protéger l'aqueduc de la colonisation par les moules zébrées.

Hydro-Manitoba exploite 11 stations hydroélectriques et 2 centrales thermiques dans la province. La moitié environ de ces ouvrages risquent d'être colonisés par les moules zébrées car ils sont situés sur des cours d'eau à vocation récréative. Hydro-Manitoba surveille les moules zébrées en installant des échantillonneurs à substrat artificiel près des prises d'eau des centrales et dans les baies adjacentes. Les échantillonneurs sont vérifiés une fois par mois pendant la saison d'eaux libres.

Une étude a également été entreprise pour évaluer quels secteurs des stations risquent d'être endommagés par les colonies de moules zébrées. Cette information sera précieuse pour appuyer et diriger les interventions si des colonies s'établissent.

À la fin de chaque saison de plaisance, les bouées de navigation de la Garde côtière canadienne qui sont retirées de la rivière Rouge et des bassins sud et nord du lac Winnipeg sont soigneusement inspectées par le personnel de Conservation Manitoba. De plus, on inspecte les bouées repères tirées des eaux où la navigation de plaisance est intense, et où la probabilité que les bateaux proviennent de l'extérieur de la province est élevée. À l'heure actuelle, on ne fait pas de surveillance ni d'inspection du matériel mouillé à l'ouest de Winnipeg ni au nord du 52^{e} parallèle.

En plus des opérations annuelles de surveillance, on a évalué le potentiel de colonisation des eaux manitobaines par les moules zébrées. Environnement Manitoba a échantillonné 580 stations, représentant 146 masses d'eau (Sorba et Williamson, 1997). Selon les méthodes décrites par O'Neill (1996), les chercheurs se sont servis des critères de qualité de l'eau pour mesurer le potentiel de colonisation sur une échelle allant de très faible à élevé. Le potentiel le plus faible représentait la variable limitante de la colonisation par la moule zébrée dans un site. Les cours d'eau du Manitoba présentant un fort potentiel de colonisation étaient confinés aux écozones des prairies et de la plaine boréale. Environ 25 %, soit 146 stations, présentaient un potentiel élevé de colonisation, et 34 % un potentiel très faible. Les autres stations étaient également réparties (20 % environ) dans les catégories du potentiel modéré et du potentiel faible (Sorba et Williamson, 1996). Sur les trois grands cours d'eau évalués, la rivière Rouge présentait le plus fort risque de colonisation par la moule zébrée, suivie par la rivière Assiniboine. La rivière Winnipeg et les autres cours d'eau de la région du Bouclier canadien, dans l'est du Manitoba, ont été considérés comme présentant un risque faible ou très faible de colonisation par la moule zébrée à cause de la faible concentration de calcium (nécessaire au développement de la coquille du mollusque) qui caractérise ces eaux.

Cadre législatif

Le dossier des espèces aquatiques exotiques au Manitoba demeure la responsabilité du gouvernement provincial. La législation visant à réduire le risque d'introduction accidentelle d'espèces exotiques a été mise en place. En 1992, la moule zébrée a été ajoutée à la liste des espèces interdites désignées dans le *Règlement de pêche du Manitoba* pris en application de la *Loi sur les pêches* du gouvernement fédéral. Cette mesure a non seulement rendu illégal le transport de moules zébrées dans la province, mais a aussi donné aux agents des ressources naturelles du Manitoba (Conservation Manitoba) et aux représentants des douanes canadiennes le pouvoir d'arrêter et d'inspecter les embarcations transportées sur des remorques. Le règlement de pêche provincial interdit l'importation d'appâts vivants sans permis, et la pêche à l'appât vivant est autorisée seulement dans quelques régions de la province. L'industrie de l'appât vivant est toutefois en pleine croissance au Manitoba, et on s'inquiète du risque potentiel d'introduction d'espèces exotiques, de maladies et de parasites dans les cours d'eau que représente cette activité. L'industrie a élaboré un plan sur les appâts aquatiques vivants qui définit une approche écologique permettant de maintenir la viabilité du secteur tout en réduisant le potentiel d'introduction d'especes exotiques (Manitoba Conservation, 1999). Le Manitoba, de concert avec l'Alberta, la Saskatchewan, l'Ontario et Pêches et Océans Canada, a élaboré un protocole d'évaluation des risques pour le transfert et l'introduction des espèces aquatiques exotiques. Pêches et Océans Canada, en collaboration avec les provinces et territoires, a élaboré un code national sur l'introduction et le transfert des organismes aquatiques qui va régir l'introduction d'espèces au Canada.

Malgré tout, il demeure des lacunes et des faiblesses législatives qui entravent les efforts déployés pour lutter contre l'introduction au Manitoba d'espèces aquatiques exotiques. Par exemple, la *Loi sur la conservation de la faune* de la province, qui régit l'importation, la récolte et l'utilisation des amphibiens comme appâts (ou pour d'autres usages), n'impose que des restrictions minimales sur la récolte et l'utilisation de ces animaux. De plus, en ce qui concerne l'importation d'espèces exotiques, cette loi n'est que réactive parce qu'elle se fonde sur des listes spécifiques d'espèces; elle devrait être proactive et interdire toute possibilité de nouvelle importation. De même, la réglementation qui restreint les importations commerciales d'animaux de compagnie est de portée limitée. Dans de nombreux cas, le public a l'impression que les animaux de compagnie exotiques ne sont pas dangereux, ce qui est une erreur. L'importation d'espèces pour l'industrie des aliments vivants, ainsi que la libération bien intentionnée d'espèces qui servent d'aliments vivants et d'animaux de compagnie exotiques, ne sont pas réglementées. Les ministères du gouvernement provincial responsables des lois et règlements qui régissent les espèces aquatiques exotiques doivent coordonner leurs approches pour assurer l'uniformité dans la prévention et la gestion des introductions d'espèces exotiques.

Remerciements

Les cartes des bassins hydrographiques du Manitoba et de la répartition de la moule zébrée ont été

créées sur ArcView GIS (version 3.2) par Geoff Jones, de Conservation Manitoba. Nous remercions Bill Franzin et Alex Salki, de l'Institut des eaux douces (ministère des Pêches et de l'Océan) à Winnipeg, qui nous ont fait part de leurs données inédites et de leurs observations. Nous sommes également reconnaissants à Gordon Goldsborough et Ken Stewart, de la University of Manitoba, et à Dale Wrubleski, de Canards Illimités Canada, qui nous ont fait part de leurs observations, ainsi qu'à Art Derksen, de Conservation Manitoba, qui a examiné ce texte et fait ses commentaires.

Références

Atton, M. 1959. The invasion of Manitoba and Saskatchewan by carp. Trans. Am. Fish. Soc. 88:203–205.

Campbell, K.B.; Derksen, A.J.; Remnant, R.A.; Stewart, K.W. 1991. First specimens of the rainbow smelt, *Osmerus mordax*, from Lake Winnipeg, Manitoba. Can. Field-Nat. 105(4):568–570.

Crivelli, A.J. 1983. The destruction of aquatic vegetation by carp. Hydrobiologia 106:37–41.

Fish Futures Inc. 1994. Zebra mussel survey of boaters and inspection of boats, summer 1994, border crossings and other key sites, Manitoba watershed. Rapport inédit. Distribué par Environnement Manitoba, Winnipeg (Man.) 10 p.

Franzin, W.G.; Barton, B.A.; Remnant, R.A.; Wain, D.B.; Pagel, S.J. 1994. Range extension, present and potential distribution and possible effects of rainbow smelt in Hudson Bay drainage waters of northwestern Ontario, Manitoba, and Minnesota. N. Am. J. Fish. Manage. 14:65–76.

Goldsborough, G. 1999. What is happening to the Delta Marsh and why? Manitoba Environment, Winnipeg, MB.

Grier, J.W.; Sell, J.D. 1999. Potential of introducing aquatic nuisance species to North Dakota by boats. Rapport inédit. Distribué par le North Dakota Game and Fish Department, Fargo, ND. 38 p.

King, A.J.; Robertson A.I.; Healey M.R. 1997. Experimental manipulations of the biomass of introduced carp (*Cyprinus carpio*) in billabongs. I. Impacts on water-column properties. Mar. Freshw. Res. 48:435–443.

King, D.R.; Hunt G.S. 1967. Effect of carp on vegetation in a Lake Erie marsh. J. Wildl. Manage. 31(1):181–188.

Lindgren, C.J.; Simpson C.M. 1999. The 1999 Manitoba aquatic nuisance species survey. What is the level of awareness in Manitoba? Manitoba Purple Loosestrife Project Report. 31 p. Rapport inédit disponible auprès du Manitoba Purple Loosestrife Project, Winnipeg (Man.).

Lougheed, V.L.; Crosbie, B.; Chow-Fraser, P. 1998. Predictions on the effect of common carp (*Cyprinus carpio*) exclusion on water quality, zooplankton, and submergent macrophytes in a Great Lakes wetland. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55:1189–1197.

Manitoba Conservation. 1999. Manitoba fisheries. Five year report to the legislature. Year ending 31 March 1999. Manitoba Conservation, Winnipeg, Man.. 50 p.

O'Neill, C.R., Jr. 1996. Zebra mussel environmental tolerances: variables vs colonization potential. Dreissena! 6(5): 9. [Versions papier et en ligne] http://sgnis.org/publicat/newsltr/drv6_5.pdf

O'Neill, C.R. Editor. 2001. North American range of zebra mussel. Dreissena! 11(4): 6–7.

Patalas, K. 1972. Crustacean plankton and the eutrophication of the St. Lawrence Great Lakes. J. Fish. Res. Board Can. 29:1451–1462.

Patalas, K.; Patalas, J.; Salki, A. 1994. Planktonic crustaceans in lakes of Canada (distribution of species, bibliography). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1954. v+218 p.

Remnant, R.A. 1991. An assessment of the potential impact of rainbow smelt on the fishery resources of Lake Winnipeg. M.Sc. thesis, University of Manitoba, Winnipeg, MB. 170 p.

Remnant, R.A; Graveline, P.G.; Brutecher, R.L. 1997. Range extension of the rainbow smelt, *Osmerus mordax*, in the Hudson Bay drainage of Manitoba. Can. Field-Nat. 111(4):660–662.

Robel, R.J. 1961. The effects of carp populations on the production of waterfowl food plants on a western waterfowl marsh. Trans. N. Am. Wildl. Conf. 26:147–159.

Roberts, J.; Chick, A.; Oswald, L; Thompson, P. 1995. Effect of carp, *Cyprinus carpio* L., an exotic benthivorous fish, on aquatic plants and water quality in experimental ponds. Mar. Freshw. Res. 46:1171–1180.

Robertson, A.I.; Healey, M.R.; King A.J. 1997. Experimental manipulations of the biomass of introduced carp (*Cyprinus carpio*) in billabongs. II. Impacts on benthic properties and processes. Mar. Freshw. Res. 48:445–454.

Shay, J.M.; de Geus, P.M.J.; Kapinga, M.R.M. 1999. Changes in shoreline vegetation over a 50-year period in the Delta Marsh, Manitoba in response to water levels. Wetlands 19(2):413–435.

Sorba, E.A.; Williamson, D.A. 1997. Zebra mussel colonization potential in Manitoba, Canada. Water Quality Management Section. Manitoba Environment. Report 97–07.

Stewart, K.W. 2000. Rainbow smelt has negative effects. The Winnipeg Free Press, 17 July 2000.

Swain, D.P. 1979. Biology of the carp (*Cyprinus carpio* L.) in North America and its distribution in Manitoba, North Dakota and neighbouring US waters. Manitoba Department of Mines, Natural Resources and Environment MS Rep. No. 79–73. 36 p.

Wain, D.B. 1993. The effects of introduced rainbow smelt (*Osmerus mordax*) on the indigenous pelagic fish community of an oligotrophic lake. M.Sc. thesis, University of Manitoba, Winnipeg, MB. 131 p.

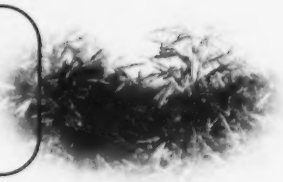
Wrubleski, D.A. 1998. The fish community of Delta Marsh: a review. Institute for Wetland and Waterfowl Research/ Ducks Unlimited Canada, Winnipeg, MB. 48 p.

Wrubleski, D.A.; Anderson M.G. 1999. The submersed aquatic macrophytes of east Delta Marsh, 1974 and 1997. University of Manitoba Field Station (Delta Marsh) Annu. Rep. 33.

Zrum, L. 1999. Abundance and species composition of zooplankton in the Nelson River estuary: baseline monitoring program 1998–year III. Rapport préparé pour Hydro-Manitoba par North/South Consultants Inc, Winnipeg, MB.

Photo accompagnant le titre du chapitre : Carpe. Aimablement fournie par Denis Rochon.

Espèces exotiques en Saskatchewan : incidences, voies d'entrée et solutions possibles



Richard H.M. Espie, Paul C. James et Kevin M. Murphy

Malgré la faible densité de population en Saskatchewan, c'est-à-dire environ un million d'habitants pour 616 400 km^2, les écosystèmes naturels de la province ne sont pas demeurés les mêmes au cours des 100 dernières années. La situation est d'autant plus marquée dans le Sud de la province que 75 % des prairies indigènes originales y ont eté remplacées par des cultures agricoles annuelles (James *et al.*, 1999, p. 13 à 16) et que 50 % des zones humides ont été drainées. Plus au nord, on a déboisé massivement la périphérie de la forêt. Les perturbations causées par les humains dans les écosystèmes peuvent prendre plusieurs formes. On peut cependant les regrouper en quatre phenomènes qui ont contribué au déclin de la diversité biologique de la province :

- la destruction et la fragmentation des habitats;
- l'envahissement des espèces exotiques;
- le recours aux pesticides et la pollution;
- la surexploitation.

De l'avis de la plupart des écologistes, les deux premiers phénomènes présentent les plus grandes menaces en ce qui a trait à la diversité biologique, et particulièrement lorsqu'ils se produisent simultanément. Par exemple, la plupart des prairies indigènes de la Saskatchewan ne sont plus que de petites parcelles isolées et entourées d'une matrice de terres cultivées où plusieurs espèces exotiques se développent bien. En conséquence, les parcelles indigènes sont très vulnérables à l'envahissement de telles espèces, qui, en retour vient miner l'intégrité écologique des parcelles envahies. En Saskatchewan, peu de recherches ont porté sur le nombre, la répartition et les incidences des espèces exotiques. Cependant, on peut tirer plusieurs conclusions des recherches qui ont été menées à ce sujet dans d'autres régions dont les écosystèmes sont semblables. Nous traiterons en premier lieu des espèces exotiques les plus menaçantes pour la diversité biologique indigène de la province dans les quatre principaux types d'écosystèmes : les milieux aquatiques, les zones humides, les prairies et la forêt boréale. Nous examinerons en second lieu les voies d'entrée les plus importantes pour les espèces exotiques en Saskatchewan. Ensuite, nous présenterons une synthèse de la question ainsi que des recommandations à l'égard de nouvelles interventions. Les menaces dont nous traitons dans ce chapitre ne constituent en rien une liste exhaustive des enjeux liés aux espèces exotiques en Saskatchewan; elles font partie cependant des problèmes les plus urgents.

Écosystèmes aquatiques et zones humides

En Amérique du Nord, le mouvement des poissons et d'autres organismes aquatiques potentiellement envahissants continue à augmenter de manière alarmante (Courtenay, 1993). Souvent, les personnes qui transfèrent ou introduisent volontairement des organismes aquatiques exotiques affirment que cela a causé relativement peu de dommages à l'environnement. Évidemment, toutes les introductions de poissons ne sont pas forcément mauvaises, mais à la longue, chacune a des incidences négatives sur le biote indigène, et l'intensité de ces effets varie de presque nulle à forte, allant jusqu'à l'extinction d'espèces indigènes. Aucun écosystème naturel ne peut accueillir une espèce exotique sans être modifié (Courtenay, 1993). Dans le biote aquatique, il est cependant plus difficile de constater et de mesurer les incidences des introductions que dans des habitats terrestres bien connus. En Saskatchewan et dans le reste de l'Amérique du Nord, des organismes et l'industrie ont dépensé et dépensent encore chaque année des millions de dollars afin d'importer, d'élever ou d'introduire directement des espèces exotiques de poissons; toutefois, on consacre très peu d'argent à l'étude des incidences des introductions. Assez souvent, les personnes qui introduisent volontairement des poissons sont plus intéressées par les répercussions de telles introductions sur les espèces de poissons directement utiles aux humains que par les conséquences sur l'ensemble de l'ichtyofaune indigène ou sur le biote aquatique et le biote des zones humides en général.

La plupart des introductions de poissons en Saskatchewan sont liées à leur potentiel pour la pêche sportive. Généralement, ces poissons sont des prédateurs dont la capacité d'influer sur les populations d'organismes aquatiques de niveaux trophiques inférieurs est grande. En raison du manque de connaissances ayant trait au fonctionnement naturel des écosystèmes aquatiques, l'évaluation de la plupart des incidences éventuelles se fonde sur des hypothèses quant aux causes et aux effets (Bright, 1998). De plus, comme les transformations n'ont pas été notées et mesurées au moment où elles se sont produites, on a supposé qu'elles étaient négligeables. Évaluer les incidences prévues

avant d'introduire une espèce constitue une façon de procéder beaucoup plus sécuritaire et plus intéressante que celle qui caractérise l'histoire des introductions de poissons en Saskatchewan.

Dans la province, on dénombre 57 espèces connues de poissons indigènes et 24 espèces exotiques, lesquelles ont été introduites au cours du siècle dernier. À l'heure actuelle, on estime que 11 espèces exotiques de poissons (16 % de l'ensemble de l'ichtyofaune) se trouvent dans les eaux de la Saskatchewan. Si l'on considère ces données, la proportion d'espèces exotiques établies est très élevée par comparaison aux autres régions de l'Amérique du Nord. Nous détenons cependant peu de renseignements à propos de l'incidence de ces introductions sur la diversité biologique aquatique indigène. Certains signes portent à croire toutefois que les incidences des espèces exotiques de poissons dans certains réseaux hydrographiques ont été énormes.

Par exemple, de récentes pêches expérimentales au filet dans le lac Last Mountain indiquent que la carpe (*Cyprinus carpio* L.), une espèce exotique dans ce lac, constitue la plus grande partie de la biomasse des poissons dans les eaux proches du rivage. En 1998, les prises au filet-trappe s'élevaient à 20 000 carpes, mais à seulement 20 buffalos à grande bouche (*Ictiobus cyprinellus* (Valenciennes)) [Saskatchewan Environment and Resource Management, SERM, Regina (Sask.), données non publiées]. On pense que l'explosion de la population de carpes dans le lac Last Mountain a eu une incidence directe sur le déclin du buffalo à grande bouche dans le lac. En conséquence et pour diverses autres raisons, cette espèce figurera sous peu dans la liste des espèces en péril de la province. La carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes)), espèce dont l'arrivée est la plus récente en Saskatchewan, a été introduite en 1999 dans le parc provincial Cypress Hills pour lutter contre les mauvaises herbes. Si jamais elle s'établit un jour dans les eaux naturelles de la province, elle y causera vraisemblablement des dommages écologiques considérables, comme elle l'a fait d'ailleurs dans la région du bassin inférieur du fleuve Mississippi aux États-Unis.

Un autre problème est lié au transfert de poissons indigènes en provenance de divers secteurs de leur aire de répartition en Saskatchewan. Cette pratique est répandue dans le domaine de la gestion des pêches en Amérique du Nord et correspond à une forme d'envahissement génétique qui pourrait porter atteinte aux complexes de gènes adaptés aux conditions locales des poissons résidents; cependant, peu de recherches sur cette question ont été menées dans la province. On a étudié toutefois l'incidence du transfert du doré commun (*Stizostedion vitreum* (Mitchill)) à l'échelle du gène : on a constaté que la distribution de la variation de l'ADN mitochondrial de l'espèce était semblable partout en Saskatchewan, ce qui signifie que la plus grande partie des gènes de deux populations éloignées sont vraisemblablement identiques. Par conséquent, on considère que le mouvement du doré commun à l'intérieur de la province est acceptable et sans danger sur le plan écologique, mais on ignore jusqu'à quel point ces résultats pourraient s'appliquer à d'autres espèces.

Les introductions volontaires de poissons ne sont pas les seules sources du problème qui menace les écosystèmes aquatiques à cet égard. L'aquaculture, si elle n'est pas réglementée convenablement, représente peut-être la plus grande source d'introductions de poissons envahissants et de maladies des poissons dans les eaux de l'Amérique du Nord, y compris la Saskatchewan (Courtenay et Williams, 1992). Les espèces exotiques attirent les aquaculteurs, qui pensent probablement qu'elles leur apporteront un meilleur rendement financier. On est en mesure de régler certains problèmes éventuels de l'aquaculture, comme la nutrition, les maladies, les parasites et la qualité de l'eau. Cependant, un défi plus grand consiste à prévenir les évasions de poissons ou les lâchers délibérés dans les eaux naturelles. En aquaculture, on utilise des stocks naturels d'organismes qui peuvent éventuellement survivre même s'ils s'échappent ou s'ils sont libérés ailleurs. La solution idéale pourrait être de recourir uniquement à des poissons stériles (Courtenay, 1993). Cependant, même les poissons stériles peuvent causer des dommages écologiques durant plusieurs années avant de mourir. En juin 2000, on a signalé que 400 000 truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum)) s'étaient échappées d'une exploitation aquacole au lac Diefenbaker, et on prévoit que cet incident aura des répercussions écologiques importantes sur le réseau hydrographique. Malgré cela, aucune nouvelle pratique de gestion n'a été adoptée et on a conservé les normes habituelles pour cette espèce.

En plus des poissons, d'autres groupes taxonomiques menacent les écosystèmes aquatiques de la Saskatchewan. Par exemple, une grande menace provient de diverses mauvaises herbes aquatiques telles que la salicaire pourpre (*Lythrum salicaria* L.) et des espèces exotiques d'invertébrés dont l'aire de répartition grandit. Canards Illimités et d'autres organismes ont mis sur pied le Saskatchewan Purple Loosestrife Eradication Project, qui tente de localiser et d'éliminer cette plante envahissante des zones humides. L'invertébré exotique le plus menaçant est la moule zébrée (*Dreissena polymorpha* (Pallas)), qui a voyagé le long du réseau hydrographique de la rivière Missouri en se fixant au matériel de navigation de plaisance. Ce n'est donc qu'une question de temps avant qu'elle gagne la Saskatchewan. Cette espèce nuit aux mollusques indigènes, car elle leur fait directement compétition; de plus, elle est extrêmement coûteuse à éliminer des infrastructures telles que les tuyaux des prises d'eau et les postes de pompage. Elle se multiplie rapidement et couvre complètement

toute surface libre, y compris d'autres moules zébrées. SaskPower, le service public d'électricité de la Saskatchewan, a déjà entamé des discussions avec le SERM à propos de l'incidence éventuelle des moules zébrées sur ses activités.

Écosystèmes des prairies

Au cours des 100 dernières années, l'agriculture a grandement modifié les prairies indigènes de la Saskatchewan, et la plupart des habitants du Sud de la province vivent dans une prairie artificielle de plantes de culture et de plantes exotiques sauvages. Après la réussite de ces dernières, celle de plusieurs autres espèces exotiques a suivi. L'histoire des établissements humains dans la région sud nous apprend que le principe dominant a consisté à remédier aux symptômes de l'aménagement inadéquat des terres par l'introduction d'espèces exotiques plutôt que de s'attaquer aux causes (Romo et Grilz, 1990). Les études donnent à penser que ce sont les plantes et les arthropodes exotiques qui posent les plus grandes menaces à la diversité biologique et à l'intégrité de l'écosystème de la région des prairies. Dans le Sud de la province, des centaines de plantes se sont établies après des introductions délibérées qui visaient à augmenter la production de fourrage. Malheureusement, on possède peu de données autres que des rapports isolés sur la propagation de plusieurs plantes exotiques vers des zones de prairies indigènes adjacentes. Le Saskatchewan Conservation Data Centre compile les données sur la répartition des plantes exotiques. En ce qui concerne les arthropodes, une recherche récente sur les prairies indigènes a révélé que 12 des 157 espèces de coléoptères, soit 8 %, étaient exotiques (Pepper, 1999). Même si l'on possède peu de données sur l'envahissement des plantes et des arthropodes dans la région des prairies, il est possible de tirer quelques conclusions générales.

Dans le Sud de la province, les envahissements d'espèces exotiques constituent un processus permanent de perturbations à grande échelle liées à l'agriculture en Saskatchewan. La région des prairies est soumise à tellement de sources possibles de perturbations pouvant se répercuter tant sur les paysages agricoles que sur les paysages indigènes adjacents, que la perspective d'une stabilité à long terme est difficilement imaginable. Sur le plan des espèces exotiques, il existe plusieurs dimensions à une telle instabilité. D'abord, la limite à la reproduction entre plusieurs plantes cultivées et mauvaises herbes est perméable. La plupart des plantes cultivées appartiennent à des « complexes », c'est-à-dire à des groupes d'espèces étroitement liées dont les conditions d'habitat sont semblables et qui peuvent se croiser. Par exemple, les 12 espèces d'avoine appartenant au genre *Avena* peuvent se croiser, y compris l'avoine cultivée et la folle avoine. De tels croisements peuvent faire en sorte que certains des gènes d'une variété de plante cultivée récemment introduite soient transférés à des plantes parentes nuisibles, ce qui équivaut à un envahissement génétique. Ainsi, il peut se produire un envahissement d'hybrides exotiques dans des régions où l'on ne les trouvait pas auparavant. De plus, certaines plantes exotiques peuvent se déplacer des terres agricoles vers les prairies indigènes et produire ainsi des dommages aux écosystèmes indigènes. Un tel scénario pourrait s'appliquer à de nombreuses plantes exotiques.

Le brome inerme (*Bromus inermis* Leyss) est une plante exotique qui est dominante tant dans les régions agricoles que dans les prairies indigènes (Romo et Grilz, 1990). Originaire du Sud de l'Europe, cette espèce a été introduite sur de grandes étendues au Canada dans le but de produire du fourrage et de lutter contre l'érosion à partir de la fin du XIX^{e} siècle. Les envahissements les plus importants de brome inerme semblent avoir eu lieu dans les régions plus humides de prairies basses et de prairies mixtes ainsi que dans les forêts-parcs à trembles (Romo et Grilz, 1990). Il semble qu'on ait accordé peu d'attention à la lutte dans les régions naturelles, car on se sert abondamment de cette espèce en agriculture. Driver (1987) a constaté que l'établissement des prairies dominées par le brome inerme a eu pour effet de diminuer la diversité des oiseaux indigènes qui fréquentent de tels milieux, le nombre d'espèces indigènes étant passé de 10 à 2. D'autres travaux ont révélé que la végétation exotique influence les communautés d'oiseaux indigènes en modifiant la composition des espèces (Wilson et Belcher, 1989).

L'euphorbe ésule (*Euphorbia esula* L.) est une autre plante envahissante des régions de prairies de la province. Ayant fait l'objet d'une première mention en Saskatchewan en 1928, elle est devenue une espèce exotique dominante dans les prairies indigènes. Les herbivores indigènes en consomment peu en raison du latex gluant que produit la plante et qui s'en écoule lorsqu'on endommage sa surface. Comme l'euphorbe ésule est persistante et difficile à éradiquer, la lutte contre cette espèce dans des régions grandement infestées est extrêmement coûteuse et difficile. Par ailleurs, elle est devenue une espèce dominante dans certaines prairies mixtes et a modifié l'abondance et la diversité d'espèces de plantes et d'animaux indigènes, car la croissance rapide de sa population et ses effets allélopathiques sur d'autres espèces lui confèrent des avantages sur le plan de la compétition (Steenhagen et Zimdahl, 1979; Belcher et Wilson, 1989).

Écosystèmes de la forêt boréale

La région de la forêt boréale de la province est touchée par un nombre croissant d'activités humaines liées à l'expansion économique rapide. Parmi celles-ci, on compte l'exploration pétrolière et gazière, l'extraction

du pétrole et du gaz, l'exploitation minière et forestière ainsi que la construction des routes qui leur est associée. Pour l'instant, l'envahissement des forêts par des espèces exotiques se limite surtout aux petites plantes herbacées, telles que le chardon des champs (*Cirsium arvense* (L.) Scop.). Cependant, des envahissements éventuels importants apparaissent à l'horizon. Les ravageurs forestiers et les maladies exotiques constituent des préoccupations de premier ordre. Une autre préoccupation est liée à la foresterie de plantation ou agroforesterie, qui pourrait causer des dommages écologiques aux forêts du Nord de la province comme l'agriculture a touché les prairies du Sud.

Au cours des 40 dernières années, on a développé l'agroforesterie à des fins de culture d'arbres et d'arbustes en rotation courte dans l'hémisphère Sud et en Chine. De 1965 à 1990, l'agroforesterie tropicale a augmenté de 5 à 6 fois, et la plupart des pays qui la pratiquent ont annoncé leur intention de doubler les superficies des plantations d'ici 2010 (Bright, 1998). En Amérique du Nord, ce secteur tire de l'arrière, alors qu'en Saskatchewan, on prévoit une grande croissance de l'agroforesterie. On considère assez souvent l'emploi d'espèces exotiques d'arbres ou de croisements hybrides entre des essences exotiques et indigènes comme une panacée à l'agroforesterie. Sur le plan de l'envahissement biologique, cette situation est très inquiétante, car certaines des espèces exotiques d'arbres peuvent devenir envahissantes. En général, le recours aux plantes hybrides augmente la menace d'un envahissement génétique en raison des risques de croisements avec des espèces indigènes (Williamson, 1996). Le facteur génétique est aussi important, car des études concluent que la différence cruciale entre la réussite et l'échec d'un envahissement est souvent attribuable à des différences de l'ordre de 10 gènes ou moins (Williamson, 1996).

Les insectes indigènes forestiers constituent un des éléments importants du cycle de renouvellement de la forêt et sont donc une partie intégrante de l'écosystème boréal. La propagation des insectes exotiques forestiers menace de plus en plus les forêts canadiennes (SCF, 1999). Au cours du siècle dernier, ces insectes ont eu des incidences considérables sur la santé et sur la diversité végétale des forêts de diverses régions (SCF, 1999). Récemment arrivé au Canada, le longicorne asiatique (*Anoplophora glabripennis* (Mots.)) compte parmi les ravageurs éventuels en Saskatchewan. Ce coléoptère est arrivé caché dans le bois servant à emballer les marchandises importées d'Asie. Il est bien établi aux États-Unis et a déjà fait l'objet de campagnes de lutte à New York et à Chicago, où l'on a dépensé des millions de dollars pour abattre des milliers d'arbres attaqués (SCF, 1999).

Le fait que cet insecte infeste les plantations de peupliers (*Populus* spp.) en Chine est particulièrement inquiétant en Saskatchewan. Si ce coléoptère atteint la province, les conséquences pourraient être désastreuses pour les forêts de peupliers faux-trembles. Le typographe européen de l'épinette (*Ips typographus* (L.)) est un autre ravageur forestier éventuel. Ce coléoptère est un des pires ravageurs de l'épinette dans son aire de répartition indigène en Europe et en Asie (Humphreys et Allen, 1999). On a déjà décelé la présence d'adultes en Colombie-Britannique, en Ontario, au Québec et dans les Maritimes. Comme le ravageur préfère attaquer les peuplements d'épinettes arrivés à maturité, il pose une menace à tous les peuplements d'épinettes du Canada. Il est aussi un vecteur connu de plusieurs champignons pathogènes pour les conifères (Humphreys et Allen, 1999).

En dépit du fait que nombre des maladies et des ravageurs exotiques répertoriés par le Service canadien des forêts n'ont pas encore été signalés en Saskatchewan, les changements climatiques planétaires, l'augmentation des perturbations et des mouvements humains ainsi que d'autres facteurs pourraient permettre à plusieurs ravageurs d'envahir les forêts de la province et entraîner des coûts écologiques et économiques très élevés. À l'heure actuelle, il n'existe aucune évaluation des pertes en bois d'œuvre imputables aux espèces envahissantes forestières, ni pour la Saskatchewan, ni pour le Canada (SCF, 1999). Par contre, on évalue les pertes attribuables aux ravageurs exotiques forestiers aux États-Unis à environ 4 milliards $US par année (Pimentel *et al.*, 1999), et cette somme exclut les pertes écologiques importantes à l'égard de la diversité biologique des forêts indigènes.

Voies d'entrée des espèces exotiques en Saskatchewan

La circulation des marchandises à l'échelle planétaire contribue d'une manière importante à la propagation des espèces exotiques sur la Terre. Il semble que la culture des humains ait comme trait universel de procurer aux organismes vivants des voies leur permettant de se propager bien au-delà des aires de répartition naturelles. On associe de telles voies d'entrée à la plupart des industries de la province, notamment l'agriculture, la foresterie, l'horticulture, le commerce interprovincial et mondial, l'introduction de poissons et d'animaux sauvages, la mise en valeur des ressources pétrolières et gazières et le commerce des animaux familiers. De plus, si l'on ne s'efforce pas de lutter contre les organismes présents dans les territoires adjacents à la Saskatchewan, ceux-là peuvent envahir la province. En Saskatchewan, la pollution biologique ne peut être associée à aucune industrie ou activité humaine en particulier. Évidemment, certaines espèces sont plus susceptibles d'atteindre la province, par des introductions volontaires ou accidentelles, en empruntant certaines voies d'entrée. Nous présentons ci-après une évaluation des risques d'envahissement pour quatre voies d'entrée importantes en raison de

la circulation qui leur est associée et des défis qu'elles présentent vu la complexité de la réglementation et des politiques s'y rattachant : la lutte biologique, l'horticulture, les élevages de gibier et l'aquaculture. Même si d'autres voies d'entrée sont connues (par exemple les introductions de poissons de pêche sportive), elles sont assujetties à des mécanismes réglementaires et politiques.

Lutte biologique

On connaît plusieurs types de lutte biologique, mais tous mettent l'accent sur le recours à des agents biologiques pour lutter contre des espèces nuisibles. En lutte biologique, on fait presque toujours appel à un prédateur, à un parasite ou à un agent pathogène. Il existe deux types de lutte biologique très différents : la lutte biologique classique et la lutte biologique « inondative » (Williamson, 1996). En lutte biologique classique, l'espèce cible est généralement un arthropode ou un phytoravageur qui s'attaque aux plantes cultivées, en partie parce que le ravageur a été introduit sans ses ennemis naturels et qu'en conséquence, sa population a atteint des densités élevées. La stratégie de lutte biologique classique consiste à rechercher des ennemis de l'espèce cible dans sa région d'origine, à en faire l'élevage en quarantaine pour les débarrasser de leurs propres ennemis et évaluer la gamme d'hôtes, et à effectuer ensuite des lâchers d'espèces homologuées. L'objectif consiste à établir une ou plusieurs espèces ennemies du ravageur qui le combattront sans coût supplémentaire. Idéalement, le ravageur et l'agent de lutte biologique persistent alors à de faibles densités. Corrigan analyse cette méthode en profondeur dans la présente publication (page 279).

Dans la lutte inondative, on se sert d'un agent de lutte comme s'il s'agissait d'un pesticide chimique et on le vaporise sur les ravageurs afin de les éliminer rapidement (Williamson, 1996). *Bacillus thuringiensis* est une bactérie indigène qui produit une protéine toxique pour les insectes et dont on se sert souvent pour les éliminer. Par comparaison aux produits chimiques ordinaires, un tel agent a souvent l'avantage d'être plus spécifique et d'une durée de vie plus courte. Dans le Nord de la Saskatchewan, cet agent a beaucoup servi à lutter contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* (Clem.)). La lutte inondative proprement dite ne comprend généralement pas l'établissement d'une nouvelle espèce (même si cela pourrait se produire), mais les stratégies qui se situent entre la lutte biologique inondative et la lutte biologique classique y font normalement appel. Parmi d'autres exemples récents de lutte biologique en Saskatchewan, on a eu recours à la carpe de roseau et au *Tilapia* spp. pour lutter contre les macrophytes aquatiques, tandis qu'on s'est servi d'altises (diverses espèces exotiques) contre la très répandue euphorbe ésule. À notre avis, l'établissement d'espèces exotiques comme agents de lutte biologique ne devrait constituer qu'une option de gestion de dernier recours.

Horticulture

L'horticulture est une industrie peu importante en Saskatchewan; cependant, elle a contribué dans le monde entier à la propagation générale de certaines des pires plantes envahissantes. Une étude portant sur 1 060 envahissements de plantes ligneuses observés à l'échelle de la planète a révélé que des 624 plantes dont on a pu déterminer l'origine d'envahissement, 59 % provenaient de jardins botaniques, d'aménagements paysagers ou d'autres sources semblables (Binggeli, 1996). En Amérique du Nord, on estime que l'introduction d'espèces végétales à des fins de jardinage est à l'origine d'environ 50 % des quelque 300 plantes nuisibles importantes qui se sont propagées dans les régions naturelles (Binggeli, 1996). Plusieurs espèces réputées être envahissantes demeurent sur le marché. Par exemple, plus de 60 % des pires mauvaises herbes de l'Amérique du Nord sont encore offertes dans les pépinières (Bright, 1998). Les phytogénéticiens, à la recherche de nouvelles variétés, scrutent constamment le génome de plantes de jardin établies. En plus de la propagation de plantes qui s'effectue à partir de jardins, les lâchers d'insectes exotiques (comme les coccinelles), effectués par les horticulteurs et les jardiniers, constituent une autre source de propagation d'espèces exotiques attribuable à l'horticulture. Par exemple, durant l'été 1999, des coccinelles australiennes (espèce inconnue) ont été lâchées en grand nombre à Regina par des écoliers bien intentionnés. L'espèce ne semble pas avoir établi de population permanente. Cependant, plusieurs espèces exotiques de coccinelles sont maintenant établies en Saskatchewan, et même si l'on s'est interrogé sur le déclin des espèces indigènes (J. Pepper, SERM, Regina [Sask.], comm. pers.), aucune recherche n'a été menée en ce sens.

Élevages de gibier et Aquaculture

En Saskatchewan, les élevages de gibier et l'aquaculture sont deux industries à croissance rapide qui font appel à des espèces sauvages ou récemment domestiquées, notamment plusieurs espèces exotiques. Les menaces à la diversité biologique de la Saskatchewan liées à ces champs d'activités sont surtout centrées sur l'importation d'espèces animales exotiques dans la province, les ongulés et les salmonidés primant. Ces animaux pourraient s'échapper et certains d'entre eux devenir envahissants. De plus, certains ongulés exotiques s'hybrideront vraisemblablement avec des espèces indigènes; par exemple, le cerf noble avec le wapiti (*Cervus elaphus* L.). Les élevages de gibier et l'aquaculture peuvent aussi mener à l'apparition de maladies et de parasites exotiques en Saskatchewan, puisqu'on introduit des espèces animales exotiques. Ainsi, on a signalé

des cas d'encéphalopathie des cervidés dans plusieurs troupeaux de wapitis d'élevage et chez deux cerfs mulets sauvages (*Odocoileus hemionus* (Rafinesque)). Aucun cas n'avait été signalé en Saskatchewan avant l'arrivée des exploitations de gibier. Par ailleurs, la hausse des activités d'aquaculture dans la province augmente les risques d'établissement de la myxobolose, causée par le parasite *Myxosobolus cerebralis* (Hofer) chez les salmonidés d'élevage et les salmonidés sauvages. Cette maladie n'est pas présente en Saskatchewan à l'heure actuelle, mais on l'a signalée dans des territoires limitrophes. À cet égard, l'élevage de gibier et l'aquaculture ne diffèrent pas des autres formes d'agriculture dans lesquelles on domestique et utilise des espèces exotiques.

Solutions possibles

Les espèces exotiques comptent maintenant parmi les caractéristiques courantes du paysage, et cette situation est en partie responsable du fait qu'elles ont très peu attiré l'attention. Par exemple, dans le Sud de la province, les espèces exotiques dominent et l'on s'est habitué à vivre avec elles. De plus, comme la durée de la vie humaine est courte par comparaison à l'échelle de temps dans laquelle évoluent les systèmes naturels, la plupart des gens ne peuvent percevoir les incidences attribuables aux espèces exotiques. Par conséquent, on a tendance à minimiser les incidences du processus de l'envahissement en appelant les populations exotiques qui se sont établies des populations naturalisées, comme on le fait pour le moineau domestique (*Passer domesticus* L.). Cependant, cela constitue une erreur, car on encourage les gens à percevoir chaque espèce envahissante comme une simple espèce indigène en devenir (Bright, 1998).

On a aussi tendance à concevoir l'envahissement biologique comme un problème isolé, bien que l'on sache déjà que la fragmentation d'habitats et l'envahissement biologique sont liés. Toutefois, on connaît peu la manière dont les changements climatiques planétaires pourraient aggraver le problème des espèces envahissantes. Des modifications dans la configuration des températures et des pluies stimuleront vraisemblablement plusieurs nouveaux envahissements ou accéléreront ceux qui sont déjà en cours. Par exemple, les hivers doux et pluvieux et les étés secs prévus dans l'Ouest de l'Amérique du Nord profiteront sans doute à certaines des pires mauvaises herbes telles que la soude roulante (*Salsola kali* L.). Par ailleurs, certaines mauvaises herbes exotiques comme le brome des toits (*Bromus tectorum* L.), qui n'est pas considéré comme problématique en Saskatchewan, pourrait devenir envahissant en fonction des changements climatiques. Des plantes très envahissantes et à croissance rapide comme cette dernière pourraient également profiter de l'augmentation de la teneur en carbone de l'atmosphère, alors que des espèces indigènes à croissance plus lente, incapables d'utiliser le carbone aussi rapidement, pourraient être remplacées par les espèces envahissantes (Bright, 1998). Le réchauffement des eaux aura vraisemblablement comme conséquence d'attirer des espèces exotiques d'eaux plus chaudes qui envahiront la province.

Il est peu probable, voire impossible, que les problèmes liés aux espèces exotiques en Saskatchewan se résolvent d'eux-mêmes dans un laps de temps raisonnable sans intervention directe. De plus, les espèces envahissantes de la province, comme celles qu'on trouve ailleurs, sont fortement liées à l'économie et à la société. Ainsi, toute personne abordant la question des organismes exotiques sur le plan politique, réglementaire et éducatif doit connaître la situation locale ou régionale. Nous proposons ci-après un cadre d'intervention sur les espèces exotiques en Saskatchewan, lequel comprend la surveillance, la gestion, la collaboration, la législation et l'éducation.

Surveillance

À l'heure actuelle, on trouve très peu de renseignements sur le nombre, l'effectif, l'expansion et la répartition des espèces exotiques en Saskatchewan. Il serait sans doute préférable de commencer par étudier les plus connues, c'est-à-dire les plantes envahissantes extrêmement nuisibles comme l'euphorbe ésule. Il faudrait accorder à la surveillance des espèces exotiques la même importance que celle qu'on attache aux espèces en péril et y affecter autant de main-d'œuvre, car l'incidence d'organismes exotiques est certainement plus grande que celle de la perte de quelques espèces indigènes en péril. De tels programmes de surveillance pourraient se compléter, comme ceux qui portent sur la carpe et le buffalo à grande bouche dont il a été question précédemment. Lorsqu'une nouvelle espèce exotique nuisible arrive dans la province, il faut disposer d'une méthode de repérage pour lutter contre elle et l'éradiquer si on la découvre assez rapidement, vu que les espèces exotiques sont souvent beaucoup plus vulnérables au début de l'établissement. Dans l'ensemble toutefois, la solution la plus économique pour lutter contre les espèces exotiques envahissantes consiste à les maintenir à l'extérieur de la province. Un programme de surveillance pourrait servir aux fins suivantes :

- préparer des protocoles de terrain uniformes et une méthode de repérage des espèces exotiques en collaboration avec le Saskatchewan Conservation Data Centre;
- mener des recherches sur les espèces exotiques et en suivre la répartition et la propagation;
- repérer et maîtriser les voies d'entrée dans la province;
- définir et documenter les incidences écologiques des organismes exotiques.

Gestion

Sur le plan historique, les réactions à l'arrivée et à la propagation d'espèces exotiques envahissantes en

Saskatchewan ont été immédiates et fortes lorsque les espèces en question menaçaient l'agriculture; autrement, elles ont été limitées. On continue simplement à autoriser l'entrée des espèces exotiques, car on croit qu'elles ne présentent aucun danger pour les entreprises agricoles.

Les tentatives des organismes qui interviennent en vue de limiter et/ou d'empêcher les introductions nuisibles devraient viser d'abord les pires espèces (par exemple la carpe, l'euphorbe ésule, etc.). À l'heure actuelle, le mode de gestion type consiste à parer au plus pressé plutôt qu'à agir de manière préventive; il faudrait renverser cette situation. L'évaluation des programmes de gestion fournirait des renseignements qui serviraient à modifier ou à abandonner les axes d'intervention inefficace. La gestion des espèces exotiques devrait être un processus adaptatif qui inclurait les résultats des interventions précédentes et en tiendrait compte dans les futures recommandations. Pour faciliter ce genre d'approche, on pourrait recourir à la séquence suivante : collecte de données, gestion, évaluation et analyse. Plus précisément, un programme de gestion pourrait servir aux fins suivantes :

- déterminer les pires espèces nuisibles à des fins d'intervention;
- intégrer les renseignements les plus utiles aux programmes de lutte;
- restreindre l'aire de répartition des espèces exotiques déjà présentes et lutter contre ces espèces;
- adopter une approche préventive pour la gestion des espèces exotiques;
- employer une gestion adaptative qui permet de modifier les mesures d'intervention.

Collaboration

Les espèces exotiques sont un sujet de préoccupation pour l'ensemble de la société, mais on aborde la question d'une manière fragmentaire. Il faut accroître les communications entre tous les organismes qui interviennent. Dans de nombreux cas, souvent, les groupes ne travaillent pas dans le même sens ou conservent des renseignements qui sont importants pour d'autres intervenants. Par exemple, les organismes fédéraux et provinciaux qui s'intéressent aux pâturages évaluent régulièrement l'aire de répartition des prairies indigènes en Saskatchewan. Durant l'évaluation, on collecte des données sur l'incidence des plantes exotiques. Il faudrait mettre ces renseignements en commun afin d'établir avec les autres organismes des stratégies pour surveiller et/ou lutter contre de telles plantes. En dernier lieu, il faut coordonner les mesures de lutte mises en œuvre par les divers partenaires afin qu'elles soient complètement efficaces. Plus particulièrement, la collaboration devrait servir aux fins suivantes :

- améliorer les communications entre les parties intéressées;
- définir des méthodes et des objectifs communs pour assurer la surveillance des espèces exotiques et la lutte contre ces espèces;
- analyser et coordonner les mesures de lutte.

Législation

Le plus grand problème relatif à la législation sur les espèces exotiques est lié au fait qu'elle est souvent imprécise et contradictoire. Il existe un nombre considérable de lois fédérales visant cette question. Une des lacunes que présentent ces lois (en particulier la *Loi sur la protection d'espèces animales ou végétales sauvages et la réglementation de leur commerce international et interprovincial* et la *Loi sur la protection des végétaux*) est qu'elles reposent sur une liste d'espèces exotiques nuisibles, soit l'approche de la liste noire. Cette situation laisse la porte ouverte aux espèces ne figurant pas sur la liste, dont certaines pourraient devenir envahissantes. L'ébauche de politique de Pêches et Océans Canada sur l'introduction et le transfert de poissons comporte une approche plus intéressante qui oblige le promoteur du projet à démontrer que l'introduction ou le transfert aura des répercussions écologiques minimales. La méthode de la « liste blanche » correspond à la meilleure approche, car elle autorise seulement l'entrée des espèces dont les incidences sont négligeables. Peut-être devrait-on demander au promoteur d'une introduction d'espèce exotique qui devient plus tard envahissante et nuisible de payer pour les dommages ou de fournir un genre de garantie de bonne exécution avant l'introduction.

En Saskatchewan, la législation provinciale utilise aussi l'approche de la liste noire dans plusieurs lois, telles que la *Noxious Weeds Act*, la *Pest Control Act* et la *Diseases of Animals Act*. La loi provinciale la plus stricte en ce qui concerne les espèces exotiques est peut-être la *Fisheries Act*, qui vise presque tous les organismes aquatiques. Personne ne peut importer ou introduire un organisme exotique aquatique sans autorisation légale. À l'inverse, la *Wildlife Act* est plus faible que la *Fisheries Act*, car elle porte presque exclusivement sur les vertébrés, à l'exception des espèces en péril. Tel qu'on l'a mentionné précédemment, les vertébrés ne constituent pas les espèces exotiques les plus menaçantes. Enfin, à l'heure actuelle, l'introduction d'une nouvelle espèce exotique en Saskatchewan ne peut pas faire l'objet des procédures d'examen en matière d'environnement. Plus précisément, la législation pourrait permettre de réaliser ce qui suit :

- définir une continuité de vues et de positions législatives entre les gouvernements au sujet des espèces exotiques;
- collaborer avec le gouvernement fédéral pour élargir la *Loi sur la protection d'espèces animales ou végétales sauvages et la réglementation de leur commerce international et interprovincial* afin d'y inclure d'autres espèces que celles qui sont en péril;

- adopter l'approche de la liste blanche eu égard aux espèces exotiques, dans un esprit de concertation intergouvernementale;
- revoir la *Wildlife Act* de la Saskatchewan afin d'y inclure toutes les espèces exotiques et non pas uniquement les vertébrés;
- exiger une évaluation environnementale pour le lâcher de nouvelles espèces exotiques;
- appliquer et faire exécuter intégralement les lois en vigueur sur les espèces exotiques.

Éducation

À moins que la société en général ne comprenne mieux les menaces que représentent les espèces exotiques, toute tentative de lutter contre elles échouera. Les citoyens doivent être mieux informés sur l'écologie pour comprendre les risques, les dangers et les coûts liés à l'introduction de telles espèces. Des énoncés tels que « ils sont rustiques, exempts de maladies, ont peu ou pas de ravageurs et se reproduisent ou se propagent facilement » font souvent la promotion des espèces exotiques. Le grand public doit comprendre que de telles caractéristiques sont exactement ce qui fait des espèces exotiques un si grave problème écologique. Plus précisément, un programme d'éducation devrait permettre de réaliser ce qui suit :

- préparer et diffuser du matériel éducatif sur les incidences des espèces exotiques;
- collaborer avec l'industrie afin de promouvoir l'emploi d'espèces indigènes dans les travaux de restauration écologique.

De plus, la lutte contre les espèces exotiques est à la fois nécessaire et efficace par rapport au coût. Tout retard dans la lutte ne fait qu'en augmenter les coûts ultérieurs, qu'ils soient écologiques ou économiques. Les avantages liés à une intervention rapide sont souvent difficiles à évaluer, car on les mesure surtout en fonction des dommages évités. À long terme, le seul espoir dans cette problématique d'envahissements écologiques, c'est une population qui aime les espèces à l'endroit qui leur revient, c'est-à-dire leur milieu naturel.

Références

Belcher, J.W.; Wilson, S.D. 1989. Leafy spurge and the species composition of a mixed-grass prairie. J. Range Manag. 42:212–215.

Binggeli, P. 1996. A taxonomic, biogeographical and ecological overview of invasive woody plants. J. Veg. Sci. 7:121–124.

Bright, C. 1998. Life out of bounds: bioinvasion in a borderless world. W.W. Norton & Company, Inc. New York, NY.

Courtenay, W.R. 1993. Biological pollution through fish introductions. Pages 35–61 *in* B.N. McNight, ed. Biological pollution: The control and impact of invasive exotic species. Indiana Acad. Sci. Indianapolis, IN. 270 p.

Courtenay, W.R.; Williams, J.D. 1992. Dispersal of exotic species from aquaculture sources, with emphasis on freshwater fishes. Pages 49–81 *in* A. Rosenfield and R. Mann, eds. Dispersal of living organisms into aquatic ecosystems. Maryland Sea Grant Program, College Park, MD. 496 p.

Driver, E.A. 1987. Fire on the grasslands—friend or foe? Blue Jay 45:217–225.

Humphreys, N.; Allen, E. 1999. Typographe européen de l'épinette - *Ips typographus* [imprimé et en ligne]. Avis concernant un ravageur forestier exotique 3, Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Pacifique, Victoria (C.-B.). 4 p.

James, P.C.; Murphy, K.M.; Beek, F.; Seguin, R. 1999. The biodiversity crisis in southern Saskatchewan: A landscape perspective. Natural History Occasional Paper 24. Provincial Museum of Alberta, Edmonton, AB.

Pepper, J. 1999. Diversity and community assemblages of ground-dwelling beetles and spiders on fragmented grasslands of southern Saskatchewan. M.Sc. thesis, University of Regina, Regina, SK.

Pimentel, D.; Lach, L.; Ziniga, R.; Morrison, D. 1999. Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the United States. College of Agriculture & Life Sciences, Cornell University, Ithaca, NY.

Romo, J.T.; Grilz, P.L. 1990. Invasion of the Canadian prairies by an exotic perennial. Blue Jay 48:130–135.

Russo, E.; Cove, D. 1995. Genetic engineering. Dreams and nightmares. W.H. Freeman, London.

Samways, M.J. 1994. Insect Conservation Biology. Chapman and Hall, London.

[SCF] Service canadien des forêts. 1999. Les ravageurs forestiers étrangers [imprimé et en ligne]. Ressources naturelles Canada. Ottawa (Ont.).

Simberloff, D. 1996. Impacts of introduced species in the United States. U.S. Global Change Research Information Office. Palisades, NY. Saginaw Valley State University, University Center, MI. Consequences 2(2):12–22.

Simberloff, D.; Stiling, P. 1996. How risky is biological control? Ecology 77:1965–1974.

Steenhagen, D.A.; Zimdahl, R.L. 1979. Allelopathy of leafy spurge (*Euphorbia esula*). Weed Sci. 27:1–3.

Williamson, M. 1996. Biological invasions. Chapman and Hall, London.

Wilson, S.D.; Belcher, J.W. 1989. Plant and bird communities of native prairie and introduced Eurasian vegetation in Manitoba. Conserv. Biol. 3:39–44.

Photo accompagnant le titre du chapitre : Brome. Photo de A. A. Stillborn, Saskatchewan Environment and Resource Management, Regina (Sask.).

Espèces marines et estuariennes exotiques présentes dans le détroit de Georgia (Colombie-Britannique)

Colin Levings, Dorothee Kieser, Glen S. Jamieson et Sarah Dudas

Le détroit de Georgia, qui s'étend dans le Sud-Ouest de la Colombie-Britannique entre l'île de Vancouver et la terre ferme (figure 1), est une importante mer intérieure qui est utilisée pour la production de poissons, de crustacés et de mollusques, les loisirs et le transport maritime. La population humaine qui vit autour du détroit augmente rapidement, et cette tendance devrait se maintenir durant une bonne partie du XXI[e] siècle. Des inquiétudes concernant la pérennité des écosystèmes marins et estuariens du détroit ont été exprimées dans un certain nombre de rapports (résumés dans Wilson *et al.*, 1994). Dans le présent document, nous examinons une source de préoccupation relativement nouvelle, à savoir la présence et le rôle des espèces exotiques introduites dans l'écosystème du détroit de Georgia. Cette question a fait l'objet d'un examen approfondi dans le bassin des Grands Lacs et du Saint-Laurent, où 157 espèces ont été introduites au cours des deux derniers siècles (De Lafontaine, 2000). Des données préliminaires révèlent qu'au moins 17 espèces d'invertébrés introduites ont été répertoriées dans les eaux de la Nouvelle-Écosse, mais aucun relevé systématique ni aucune étude sommaire ou exhaustive des espèces marines ou estuariennes exotiques présentes dans les régions côtières des provinces de l'Atlantique n'a encore été réalisé (Gretchen Fitzgerald, Dalhousie University, comm. pers.).

Un atelier (Tunnicliffe, 1996) et un accord de collaboration conclu avec des scientifiques américains sous les auspices du British Columbia/Washington Georgia Basin Task Force (voir Wilson *et al.*, 1994) ont attiré l'attention

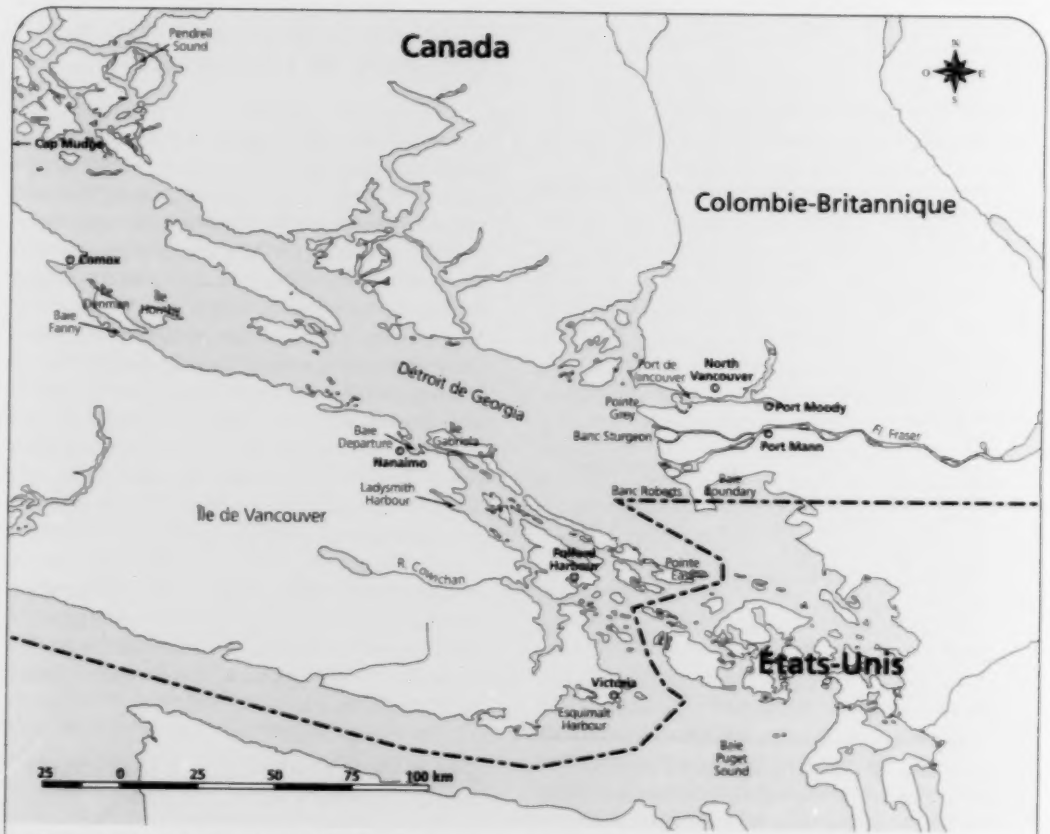


Figure 1. Détroit de Georgia (C.-B.) indiquant les endroits mentionnés dans le texte et au tableau 1.

sur les problèmes causés par les espèces exotiques dans le détroit de Georgia. La biodiversité et l'écologie des communautés végétales et animales qui y vivent, de même que la présence d'espèces exotiques, témoignent de la qualité de l'environnement marin du détroit. Cette information est importante pour la mise en œuvre de la *Loi sur les océans* du Canada, en particulier sur l'évaluation de la qualité de l'environnement marin. L'introduction d'agents pathogènes ou de parasites exotiques représente une menace potentielle pour l'aquaculture et les pêches commerciales, et certaines espèces de plantes intertidales comme la salicaire (*Lythrum salicaria* L.) (Grout *et al.*, 1997) et les spartines (*Spartina* spp.) (Simenstad *et al.*, 1996) peuvent avoir un impact considérable sur la productivité de l'habitat du poisson. Pour faire en sorte que les futurs programmes de surveillance et projets d'évaluation écologique soient branchés sur la réalité, il est essentiel de bien documenter la situation actuelle en ce qui a trait aux espèces exotiques dans le détroit.

Caractérisation océanographique et géologique

Situé approximativement entre les 49^{e} et 50^{e} degrés de latitude nord, le détroit de Georgia peut être considéré comme un écosystème marin tempéré de latitude élevée. Certaines de ses principales caractéristiques physiques et océanographiques sont présentées au tableau 1. La portion principale du détroit est relativement chaude et saumâtre, et présente les caractéristiques océanographiques d'un estuaire stratifié. En réalité, le détroit constitue un exemple de système estuarien classique du Nord-Est du Pacifique. La majeure partie de l'eau douce qui atteint le détroit provient du Fraser, dont le cours inférieur est soumis à l'influence des marées sur une distance d'environ 100 km. Les propriétés de l'eau (en particulier la température et la salinité) varient considérablement dans l'espace, et des microhabitats se forment dans les bras, baies et fjords exposés aux marées (Thomson, 1994). Les types de substrats varient également considérablement le long du littoral, avec quelques plages sablonneuses ou vaseuses isolées interrompant un littoral généralement rocheux sur la rive est du détroit, au nord de Vancouver et autour des îles Gulf. La rive ouest du détroit, au nord de Nanaimo, est principalement constituée de substrats meubles et comporte de vastes superficies propices à la culture des bivalves intertidaux.

Tableau 1. Caractéristiques physiques et océanographiques du détroit de Georgia

Caractéristique physique ou océanographique[a]	Valeur
Superficie	6 800 km^2
Volume	1 050 km^3
Profondeur moyenne	155 m
Ruissellement moyen annuel	5 800 m^3/s
Temps de vidange du bassin	
Été	50 à 75 j
Hiver	100 à 200 j
Intervalle annuel de température représentatif	
Eau chaude (Ladysmith Harbour)[b]	5,5 à 20,6 °C
Eau froide (pointe East)[b]	7,1 à 11,6 °C
Intervalle annuel de salinité à la surface représentatif	
Estuarien (banc Sturgeon)[b]	0 à 25 ppm
Marin (cap Mudge)[b]	27,1 à 29,1 ppm
Longueur du littoral	
Plages rocheuses et graveleuses	2 668 km
Plages sablonneuses et boueuses	1 053 km

[a] Pour l'ensemble du détroit de Georgia, à moins d'indication contraire. Données tirées de Levings *et al.* (1983) et de références présentées dans ce document, à moins d'indication contraire.

[b] Thomson (1994).

Note : ppm = parties par millier; j = jours.

Espèces indigènes et structure originale de l'écosystème

Tant les connaissances écologiques traditionnelles que les données historiques sur la flore et la faune indigènes de la région confirment que le détroit formait un écosystème distinct des autres régions côtières de la Colombie-Britannique. À la lumière de données recueillies en 1955, Bousfield (1957) a classé la faune invertébrée de la zone littorale dans un groupe zoogéographique et écologique distinct qu'il a appelé les « formes thermosténothermes d'eau saumâtre du détroit de Georgia ». Cette description correspond bien au régime océanographique décrit ci-dessus. Les connaissances écologiques traditionnelles révèlent la diversité et la productivité des écosystèmes dont dépendaient les communautés des Premières nations vivant le long du détroit. Pratiquement la totalité des quelque 350 espèces végétales et animales indigènes utilisées à des fins alimentaires ou médicinales par les populations côtières étaient désignées par un nom (Turner, 1997). En outre, comme le soulignent Levings *et al.* (1983), les premiers naturalistes nous ont laissé des descriptions détaillées des algues (Collins, 1913) et des invertébrés (p. ex. McLean-Fraser, 1932) de la zone intertidale.

Espèces exotiques et structure actuelle de l'écosystème

Le nombre d'invertébrés exotiques répertoriés dans le détroit de Georgia a augmenté de façon exponentielle

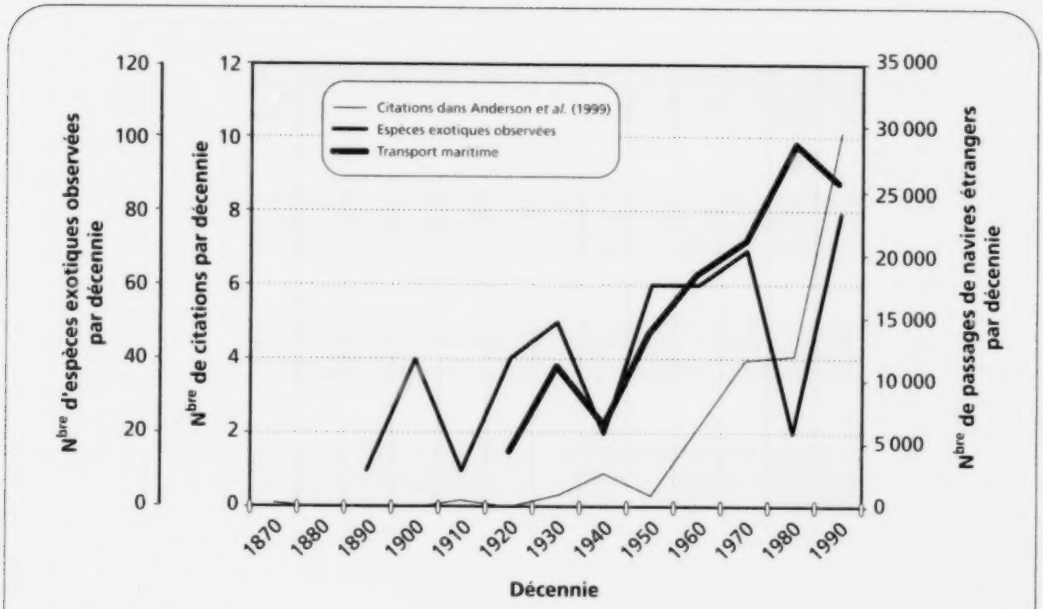


Figure 2. Variation du nombre de références signalant la présence d'invertébrés exotiques dans le détroit de Georgia publiées au cours de chaque décennie, d'après Anderson *et al.* (1999); nombre d'espèces exotiques d'invertébrés marins observées dans le détroit de Georgia au cours de chaque décennie, et nombre de navires étrangers mouillant dans le port de Vancouver au cours de chaque décennie.

au cours de la seconde moitié du XX^e siècle (figure 2). Cette tendance s'étend probablement aussi aux algues et aux plantes vasculaires. Bien que les causes de cette augmentation demeurent inconnues, l'attention accrue accordée à ces organismes par les scientifiques pourrait expliquer en partie le phénomène. Par exemple, certaines espèces resquilleuses dont la présence est actuellement signalée dans des relevés pourraient avoir été introduites avec des huîtres il y a des décennies (voir ci-dessous). Cette augmentation pourrait cependant être bien réelle et trouver son origine dans l'intensification des activités humaines dans la région. Comme très peu de relevés écologiques réguliers et systématiques ont été réalisés à l'échelle du détroit, le signalement et l'identification des espèces exotiques se sont faits de façon inégale, et les premières mentions les plus fiables se rattachent à des espèces macroscopiques facilement reconnaissables par les pêcheurs ou les non-initiés.

Une liste provisoire des espèces exotiques (y compris les espèces dont on ne peut dire avec certitude si elles sont indigènes ou introduites [Carlton, 1996]), présentes dans le détroit de Georgia, est donnée à l'annexe. Cette liste est fondée principalement sur trois rapports internes intéressant les algues (Lindstrom, 1999), les plantes vasculaires (Taylor, 1999) et les invertébrés (Anderson *et al.*, 1999). Ces trois rapports ont été archivés et peuvent être obtenus du premier auteur. Cette liste intègre également des données provenant d'un examen plus récent des informations publiées (Dudas, 2000) ainsi que des connaissances personnelles des auteurs. Enfin, cette liste tient également compte des résultats préliminaires d'une étude (Rapid Assessment Survey [RAS]) réalisée sur le terrain en février et mars 1999 (Biologica Environmental Services, 2000) en 33 endroits du détroit de Georgia.

Les méthodes utilisées pour l'étude de la documentation et la recherche des spécimens différaient selon le taxon considéré. Pour les algues et les plantes vasculaires, les dossiers de collection de l'herbier de l'University of British Columbia ont été examinés. Des distinctions ont été établies entre les espèces exotiques et les espèces d'origine inconnue dans le cas des invertébrés et des algues macroscopiques, mais pas dans celui des plantes vasculaires. Les listes d'espèces et les références spécialisées couvrant la flore et la faune locales ont été consultées. Pour les invertébrés, les listes et références existantes ont été examinées, mais non les collections de musée. Dans certains cas, des taxonomistes expérimentés ont été consultés. Les auteurs des trois rapports publiés ont utilisé des critères différents pour dresser leur liste d'espèces exotiques. Dans le rapport sur les invertébrés, Anderson *et al.* (1999) ont considéré comme exotiques les espèces qui étaient absentes dans la zone d'étude lors d'un relevé écologique réalisé en un temps

repère donné, mais qui ont par la suite été décrites comme y formant des populations établies, isolées et viables. Sur la base de ce critère, les extensions d'aire, à elles seules, ne conféraient pas le statut d'espèces exotiques aux organismes concernés. Ce critère n'a pas été appliqué de façon systématique aux algues et aux plantes vasculaires (Lindstrom ,1999; Taylor, 1999). En raison d'un manque de temps et de contraintes liées au passage des saisons, les participants à la RAS n'ont pas été en mesure d'échantillonner tous les habitats et n'ont pas eu le temps de toujours pousser aussi loin qu'ils l'auraient voulu l'identification des plantes et des animaux échantillonnés. Toutefois, les données qui corroborent ou complètent les résultats de l'étude documentaire sont présentées ci-dessous. Les données sur les poissons, les oiseaux et les mammifères sont tirées de la littérature ou de divers rapports inédits plus anciens.

Le nombre total d'espèces exotiques d'algues et d'invertébrés énumérées à l'annexe (89 espèces) est relativement élevé en comparaison des nombres observés dans d'autres écosystèmes marins tempérés de latitude élevée, évalués à 32 à 80 selon les sources consultées (Hines et Ruiz, 2000). Si l'on inclut tous les taxons (plantes non vasculaires et vasculaires, invertébrés, poissons, oiseaux et mammifères), le nombre total d'espèces exotiques répertoriées dans le détroit de Georgia grimpe à 118. Toutefois, comme il est mentionné ci-dessus, un niveau d'incertitude considérable se rattache à ces données en raison des problèmes liés à l'identification et du manque de relevés biologiques exhaustifs.

Phytoplancton et algues macroscopiques

Selon Lindstrom (1999), 23 espèces exotiques d'organismes phytoplanctoniques et d'algues macroscopiques ont été répertoriées dans le détroit de Georgia, mais cette liste est provisoire en raison des difficultés liées à l'identification de ces espèces.

Pour autant que l'on sache, aucune espèce de phytoplancton exotique n'a été introduite dans le détroit. Toutefois, les taxinomistes estiment que certaines espèces de dinoflagellés du genre *Alexandrium* pourraient y avoir été introduites lors du rejet d'eau de lest dans le port de Vancouver (F.J.R. Taylor, comm. pers., dans Lindstrom, 1999).

L'algue brune *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt, introduite avec des huîtres provenant du Japon, a été trouvée en divers endroits du détroit depuis les années 1940. L'origine des algues rouges *Lomentaria hakodatensis* Yendo et *Gelidium vagum* Okamura demeure méconnue, mais on croit que ces deux espèces pourraient également avoir atteint les eaux canadiennes avec des huîtres. Le *L. hakodatensis* a été découvert à l'île Gabriola au cours des années 1960, tandis que le *G. vagum* a été trouvé aux îles Hornby et Denman au cours des années 1980 (figure 1). L'introduction de ces deux espèces pourrait être antérieure de plusieurs années à leur découverte. Au moins une espèce de *Ceramium* présente dans les eaux locales serait d'origine exotique, car cette espèce peut s'hybrider avec une espèce congénère de l'Atlantique Nord. L'*Antithamnionella spirographidis* est une espèce fréquemment associée aux docks et aux ports et répandue dans le monde entier dans les eaux tempérées. Les populations rencontrées en Colombie-Britannique, en particulier dans le port de Vancouver, seraient d'origine exotique. Plusieurs autres espèces ont été considérées comme des introductions probables, même s'il s'agit plutôt d'espèces d'origine inconnue. C'est le cas, notamment, de l'algue rouge *Caulacanthus ustulatus*, qui est probablement une espèce relique endémique sur la côte Ouest. L'algue rouge *Porphyra mumfordii* et l'algue brune *Scytothamnus* sp. ou *Scytothamnus* cf. *fasciculatus* sont connues uniquement du Sud de la Colombie-Britannique (Barkley Sound et détroit de Georgia) et de l'Oregon.

D'autres espèces d'algues d'origine inconnue pourraient être des introductions récentes. Font partie de ce groupe des espèces des genres *Enteromorpha* et *Ulva* ainsi que les *Capsosiphon fulvescens*, *Gayralia oxysperma*, *Percursaria percursa*, *Ulothrix implexa* et *Ulothrix speciosa* chez les algues vertes, les *Colpomenia peregrina*, *Fucus spiralis*, *Melanosiphon intestinalis*, *Petalonia fascia* et *Scytosiphon lomentaria* chez les algues brunes, et les *Chondria dasyphylla* et *Grateloupia doryphora* chez les algues rouges. À l'heure actuelle, l'origine des populations de ces espèces dans le détroit demeure inconnue.

Plantes vasculaires

Taylor (1999) estimait à 21 le nombre d'espèces de plantes vasculaires exotiques trouvées dans les eaux de marée du détroit ou dans des secteurs adjacents à la zone intertidale. En outre, des mentions faisant état de la présence de 33 autres espèces exotiques dans les marais d'eau douce situés près des zones soumises à l'action des marées ont été trouvées.

Certaines de ces plantes sont bien établies et ont un impact important sur les espèces indigènes partageant le même écosystème. Pour la plupart des espèces, la date de la première introduction est inconnue. Les six espèces énumérées plus bas comme associées aux habitats de marée d'eau douce sont un sous-échantillon des espèces mentionnées par Taylor (1999). Ces six espèces sont également celles qui sont les mieux adaptées aux fluctuations des marées.

Habitats de marée salés

La zostère *Zostera japonica* Ascherson et Graebner, potentiellement introduite avec des huîtres creuses du Pacifique (*Crassostrea gigas* Thunberg), est passablement

répandue sur les plages sablonneuses ou graveleuses du détroit (Harrison et Bigley, 1982). Sa présence a été signalée dans la baie Boundary, sur le banc Roberts et près de Comox. La spartine étalée (*Spartina patens* (Ait.) Muhl.) a été trouvée dans des marais en trois endroits, soit Comox (Buffet, 1999), North Vancouver et Port Moody (Williams, 1999).

Habitats de marée d'eau douce

Le meilleur exemple d'une plante exotique agressive est la salicaire, qui est répandue dans les portions saumâtres de l'estuaire du Fraser. Cette plante semble connaître plus de succès dans les sols perturbés. Bien que la chose n'ait pas été confirmée, la propagation accidentelle de sujets de pépinière serait à l'origine de la présence de cette espèce dans la région. L'iris faux acore (*Iris pseudacorus* L.) est une autre espèce qui semble se répandre dans la région. Il convient de surveiller étroitement l'évolution de la situation, car cet iris, probablement une autre échappée de culture, pourrait évincer des espèces indigènes. L'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea* L.), considéré par certains intervenants comme une espèce introduite, est la graminée dominante sur les plages de sable dans la portion supérieure de l'estuaire du Fraser, et l'on craint qu'il parvienne à supplanter les espèces indigènes de *Carex* dans ces habitats. La quenouille à feuilles étroites (*Typha angustifolia* L.) est bien établie près de la pointe Grey et semble en train d'étendre sa distribution. Cette espèce peut s'hybrider avec la quenouille à feuilles larges (*Typha latifolia* L.), une espèce indigène. L'azolle de Caroline (*Azolla caroliniana* Willd.) est probablement une échappée de jardins aquatiques. Taylor (1999) mentionne avoir découvert un important peuplement de cette espèce dans un fossé de drainage près du banc Sturgeon.

Figure 3. Huître creuse du Pacifique. Photo © Rick Harbo, Marine Images, Nanaimo (C.-B.).

Invertébrés

La liste de 49 espèces établie par Anderson *et al.* (1999) a été augmentée à la lumière des résultats préliminaires de la RAS et des informations obtenues lors de communications personnelles avec des spécialistes. Nous estimons maintenant à 66 le nombre d'espèces d'invertébrés exotiques présentes dans les eaux de marée du détroit. Cette estimation est certainement inférieure au nombre réel, car la liste n'inclut aucune espèce d'insecte. La liste doit également être considérée comme provisoire parce que certains rapports sont incomplets et que certaines identifications pourraient changer.

La majorité des espèces exotiques dont la présence a été signalée dans le détroit sont des mollusques gastéropodes et bivalves, des tuniciers et des crustacés amphipodes (voir l'annexe). L'huître américaine (*Crassostrea virginica* (Gmelin)) a été introduite délibérément dans le détroit entre 1906 et 1933 (Elsey, 1933). D'autres lâchers délibérés, cette fois d'huîtres creuses du Pacifique vivantes en provenance de l'Asie (figure 3), ont été effectués entre 1912 ou 1913 et 1980 (Ketchen *et al.*, 1983). La présence de cette espèce dans le détroit a toutefois été signalée dès 1893 (Carlton, 1979). De nombreux invertébrés resquilleurs comme le perceur de l'Atlantique (*Urosalpinx cinerea* (Say)) et la palourde japonaise (*Venerupis philippinarum* (A. Adams et Reeve)) ont été introduits avec des huîtres américaines ou des huîtres creuses du Pacifique durant cette même période.

Un certain nombre d'espèces exotiques non mentionnées dans la littérature, en particulier des polychètes, ont été découvertes durant la RAS. Une autre espèce exotique digne de mention qui a été trouvée durant la RAS est le foraminifère *Trochammina hadai* Uchio, qui se rencontre normalement le long de la côte du Nord-Est de l'Asie (McGann *et al.*, 2000). Les effectifs de cette espèce ont augmenté de façon spectaculaire dans la baie de San Francisco, et sa présence dans le détroit est signalée pour la première fois dans le présent rapport.

Poissons

Cinq espèces de poissons exotiques ont été trouvées dans les eaux de marée du détroit, dont trois dans les habitats de marée d'eau douce de l'estuaire du Fraser. McPhail et Carveth (1992) ont signalé la présence de 11 espèces de poissons exotiques dans le cours inférieur du Fraser, qui comprend des habitats fluviaux maritimes et non maritimes.

Habitats de marée salés

À ce jour, aucune espèce exotique de poisson marin ou anadrome ne s'est établie dans le détroit, bien que des saumons atlantiques (*Salmo salar* L.) juvéniles

retournés à l'état sauvage aient été observés dans le ruisseau Amor de Cosmos, tout juste au nord du détroit de Georgia, dans le détroit de Johnstone (Volpe *et al.*, 2000). La possibilité que la présence de saumons juvéniles dans ce secteur soit liée à l'existence d'une population redevenue sauvage a été évoquée (Andrew J.L. Thomson, Pêches et Océans Canada, Station de biologie du Pacifique, comm. pers.), mais aucun adulte sauvage n'a été trouvé à ce jour. Depuis 1987, 95 adultes ont été capturés dans la portion marine du détroit. En outre, depuis 1991, 48 adultes ont été capturés ou observés dans 13 réseaux hydrographiques se drainant dans le détroit. Ces adultes provenaient probablement d'exploitations aquacoles (Thomson et Candy, 1998) aménagées dans la baie Puget Sound et dans les bras de mer situés à l'extrémité nord du détroit.

L'alose savoureuse (*Alosa sapidissima* (Wilson)) est une espèce de l'Atlantique dont la présence est observée périodiquement dans l'estuaire du Fraser (McPhail et Carveth, 1992). Pour autant que l'on sache, l'alose n'est pas établie dans le détroit, et les individus observés de façon sporadique pourraient être des migrateurs provenant de populations introduites dans d'autres régions du Pacifique.

Habitats de marée d'eau douce

Trois espèces de poissons originaires de l'Est des Rocheuses ou de l'Asie sont bien établies dans la portion du cours inférieur du Fraser soumise à l'action des marées. Ces trois espèces sont la carpe (*Cyprinus carpio* L.), la barbotte brune (*Ameiurus nebulosus* (Lesueur)) et la marigane noire (*Pomoxis nigromaculatus* (Lesueur)). Leur présence a été signalée dans le cadre d'études des marais côtiers situés près de Port Mann, dans l'estuaire du Fraser (Whitehouse *et al.*, 1993).

À la demande des amateurs de pêche sportive, plusieurs espèces de salmonidés (saumon atlantique, truite arc-en-ciel [*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum)], truite brune [*Salmo trutta* L.], omble de fontaine [*Salvelinus fontinalis* (Mitchill)] et touladi [*Salvelinus* (= *Cristivomer*) *namaycush* (Walbaum)] ont été introduites dans la rivière Cowichan au cours des années 1930. La truite brune s'y est établie, et sa reproduction naturelle y a été observée pour la première fois en 1937 (Neaves, 1949). Les derniers relevés effectués dans la rivière ont révélé que la truite brune s'aventure rarement (moins de 5 % des relevés effectués par des nageurs) dans la portion maritime de la rivière (George Reid, Ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique, comm. pers.).

Oiseaux

Le cygne tuberculé (*Cygnus olor* (Gmelin)), originaire d'Europe, forme des populations bien établies dans le détroit (Baron et Acorn, 1997), tant dans l'estuaire de la rivière Cowichan qu'à Fulford Harbour. La bernache du Canada (*Branta canadensis* (L.)), fréquemment observée dans les habitats littoraux du détroit, est également une espèce exotique, car son aire de répartition naturelle est l'Ontario (Rob Butler, Service canadien de la faune, comm. pers.). Pour autant que l'on sache, le cygne tuberculé et la bernache du Canada sont les deux seules espèces d'oiseaux marins ou estuariens exotiques présentes dans le détroit.

Mammifères

Le rat surmulot (*Rattus norvegicus* (Berkenhout)), mammifère semi-aquatique, est la seule espèce de mammifère exotique présente dans le détroit. Ce rongeur est commun dans la zone intertidale près du port de Vancouver. Son introduction est liée au transport maritime. Brown *et al.* (1977) ont montré que le rat surmulot est l'un des maillons d'une chaîne trophique intertidale comprenant des moules (*Mytilus* spp.) et le harfang des neiges (*Nyctea scandiaca* L.) dans l'estuaire du Fraser.

Effets des espèces exotiques sur la structure et la fonction de l'écosystème

Peu de rapports détaillés font état des changements causés à l'écosystème du détroit par les espèces exotiques. Ceci donne à croire que la plupart des espèces introduites à ce jour ont eu des effets bénins ou ont induit des changements fonctionnels imperceptibles. Certaines espèces font toutefois exception, en particulier l'huître creuse du Pacifique et la palourde japonaise, qui ont été introduites ou qui ont atteint les eaux du détroit au cours du XX^{e} siècle, et la nuttalie obscure (*Nuttallia obscurata* (Reeve)), qui s'est établie dans le détroit au cours des années 1990 (Gillespie, 1995). La palourde japonaise est devenue abondante au point de dominer les prises de palourdes intertidales (au cours des deux dernières décennies) et le secteur de la culture des palourdes. Toutefois, on craint de plus en plus que la nuttalie obscure, beaucoup plus grosse en Colombie-Britannique que dans ses habitats d'origine en Corée et au Japon, finisse par déplacer la palourde japonaise dans la zone intertidale supérieure ou lui livre une compétition agressive. Cette espèce de palourde pourrait bien faire l'objet d'une pêche commerciale dans un avenir très rapproché (Gillespie *et al.*, 1999). L'huître creuse du Pacifique, également bien établie, forme des populations étendues dans certaines portions du détroit, contribuant ainsi à accroître la disponibilité des abris pour les organismes épibenthiques. Ces bivalves ont déjà modifié considérablement l'écologie intertidale des zones côtières. Dans les endroits où ils sont cultivés, les pratiques associées à leur culture (élimination des roches et recouvrement des fonds avec des filets) ont

un impact additionnel. Bien qu'aucune recherche n'ait été conduite sur les effets de l'ostréiculture intensive sous radeaux sur la dynamique du phytoplancton dans le détroit, des recherches réalisées dans d'autres régions du monde ont montré que la culture intensive des bivalves a un retentissement sur la productivité locale (Grant *et al.*, 1998).

Comme l'ont montré Ruiz *et al.* (1999) pour la baie de Chesapeake, il faut disposer de données détaillées sur divers processus écologiques, dont la compétition, les changements touchant les habitats, la prédation, l'herbivorie, l'hybridation, le parasitisme, la toxicité et la bioturbation, pour être en mesure d'évaluer avec précision les effets des espèces exotiques. À ce jour, les écologistes n'ont pas observé de changements écosystémiques majeurs incriminant des espèces exotiques, comme le remplacement d'espèces prédatrices ou une modification de la productivité du détroit. Toutefois, aucun projet de recherche n'a encore été consacré spécifiquement à cette question.

Les quelques effets décrits dans les lignes qui suivent donnent à croire que les espèces exotiques pourraient altérer certains écosystèmes et processus écologiques dans le détroit.

L'algue brune *Sargassum muticum* est l'espèce d'algue exotique la plus répandue dans le détroit. Selon certains auteurs menant des recherches dans l'Atlantique Nord, cette algue pourrait livrer à la zostère marine (*Zostera marina* L.) une compétition pour l'espace (Den Hartog, 1997). Faute de données locales, cette hypothèse demeure à confirmer ou à infirmer dans le détroit.

Selon De Wreede (1983), le *S. muticum* pourrait avoir eu un impact négatif sur la distribution et l'abondance de l'algue indigène *Rhodomela larix* dans le détroit. De Wreede (1996) voyait dans cette interaction le seul cas documenté d'un impact d'une algue introduite en Colombie-Britannique. Toutefois, dans certains secteurs, le *S. muticum* est devenu un important substrat pour la ponte du hareng du Pacifique (*Clupea pallasi* Valenciennes) (Humphreys et Hourston, 1978, qui emploient *C. harengus* pour désigner le hareng du Pacifique) et a donc un impact sur l'écologie de cette espèce. Selon certains rapports anecdotiques (Joe Stanhope, baie Qualicum, C.-B., comm. pers.), le *S. muticum* était si abondant dans certains secteurs du détroit au cours des années 1940 et 1950 qu'il entravait la pêche et l'utilisation des embarcations dans les zones côtières. Il est aujourd'hui moins abondant, ce qui donne à croire que les organismes herbivores locaux et d'autres espèces ont un impact suffisant pour maintenir un certain équilibre entre l'algue et les autres espèces. Il se peut également que les conditions océanographiques qui règnent actuellement dans le détroit restreignent la production de cette algue.

Dans les zones intertidales estuariennes ou marines, le *Zostera japonica* est la plante vasculaire exotique la plus répandue (Harrison et Bigley, 1982). Elle se rencontre dans des zones moins profondes que sa congénère indigène, la zostère marine, et elle contribue à accroître la diversité de la faune invertébrée locale (Posey, 1984). Elle sert également de nourriture aux oiseaux aquatiques (Baldwin et Lovvorn, 1994).

Dans les habitats côtiers d'eau douce, de même que dans les étangs et les lacs, la salicaire peut devenir l'espèce dominante dans la zone intertidale supérieure, parfois au détriment de l'écosystème naturel dominé par des cypéracées indigènes dont l'existence est liée à la présence de débris (Grout *et al.*, 1997). Les spartines (en particulier la spartine à fleurs alternes, *Spartina alterniflora* Loiset) peut modifier les habitats intertidaux en favorisant la sédimentation sur les bancs de sable ou de vase. Elles peuvent donc avoir des effets néfastes pour les organismes indigènes et les exploitations ostréicoles, comme on l'a constaté à Washington (Simenstad *et al.*, 1996).

L'huître creuse du Pacifique a été importée du Japon sous forme de naissain entre 1912 ou 1913 et 1980. Le nombre d'huîtres importées annuellement a atteint un sommet en 1951, avec environ 81 millions (Elsey, 1933; Ketchen *et al.*, 1983). Au cours de cette période de 68 ans, l'huître creuse du Pacifique a produit des gisements de naissain dans des secteurs distincts et éloignés les uns des autres au cours d'années très chaudes, et elle en est venue à dominer complètement et à façonner la structure des communautés intertidales (p. ex. dans les baies Pendrell Sound et Ladysmith Harbour). Selon Lewis et Quayle (1972), comme l'huître creuse n'était menacée par aucun prédateur important à part les étoiles de mer *Pisaster ochraceus* (Brandt) et *Evasterias* sp. dans la zone intertidale inférieure, les invertébrés plus petits (p. ex. les barnacles, les patelles et les littorinidés) n'ont pas été capables de la déplacer et ont plutôt utilisé les coquilles du mollusque comme substrat, comme s'il s'agissait de roches naturelles. Ces auteurs ont noté que dans les régions plus froides du détroit (p. ex. la baie Departure), les populations de l'huître creuse du Pacifique étaient disséminées et peu importantes, et celles des autres espèces plus abondantes.

L'introduction de l'huître creuse du Pacifique pourrait avoir allégé la pression de collecte qui pesait sur certaines espèces de mollusques intertidaux indigènes. Toutefois, le déclin de l'huître plate du Pacifique (*Ostrea conchaphila* (Carpenter)), à supposer qu'il ait été en partie imputable à la pêche, n'a pas semblé ralenti par l'intensification de la pêche à l'huître creuse du Pacifique, et cette espèce endémique est aujourd'hui rare dans le détroit. La ou les causes de ce déclin demeurent indéterminées, mais Gillespie (1999) a examiné divers facteurs susceptibles d'avoir joué un rôle à cet égard.

Le gastéropode muricidé *Ceratostoma inornatum* (Recluz) a atteint les eaux canadiennes avec des huîtres provenant du Japon. Bien qu'il ait été considéré par Quayle (1988) comme un important prédateur des huîtres creuses du Pacifique de culture, ses effets sur la faune indigène ne sont pas bien décrits.

Le crabe vert (*Carcinus maenas* L.) a été découvert en 1999 et en 2000 dans la baie Esquimalt Harbour, près de Victoria, et sur la côte ouest de l'île de Vancouver. À ce jour, cette espèce exotique n'a pas encore été observée dans le détroit (voir le site Web du ministère des Pêches et des Océans du Canada sur le crabe vert : http://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/ops/fm/shellfish/green_crab/default.html), mais elle devrait finir par s'y établir. Le crabe vert deviendra alors le premier grand prédateur intertidal introduit dans la région et un compétiteur des

Tableau 2. Espèces introduites délibérément dans le détroit de Georgia par l'industrie aquacole, et organismes associés ou resquilleurs reconnus comme établis dans le détroit

Introduction délibérée	Années d'élevage dans le détroit	Organismes resquilleurs
Huître creuse du Pacifique (*Crassostrea gigas*)	1912 ou 1913 jusqu'à aujourd'hui (Elsey, 1933; Ketchen *et al.*, 1983)[a]	Palourde japonaise (*Venerupis philippinarum*), *Ceratostoma fournieri*, aujourd'hui connu sous le nom de *Ceratostoma inornatum*, *Mytilicola orientalis* (un copépode), ver plat attaquant les huîtres (*Pseudostylochus ostreaphagus*), *Limnoria tripunctata* (Quayle, 1988); *Batillaria cumingi*, aujourd'hui connu sous le nom *Batillaria attramentaria* (Quayle, 1964), *Zostera japonica* (Harrison et Bigley, 1982); *Sargassum muticum* (De Wreede, 1996).
Huître américaine (*Crassostrea virginica*)	1903 jusqu'à environ 1933 (Elsey, 1933)	Perceur de l'Atlantique (*Urosalpinx cinerea*) (Elsey, 1933); (*Nassarius obsoletus*, aujourd'hui connu sous le nom d'*Ilyanassa obsoleta*) (Quayle, 1964); mye (*Mya arenaria*)[b] (Quayle, 1964).
Complexe de la moule bleue (*Mytilus edulis, M. trossulus, M. galloprovincialus*)	Considéré comme introduit (Harbo, 1997); fait partie d'un complexe qui pourrait englober deux autres espèces[c] (Coan *et al.*, 2000)	Inconnus
Saumon atlantique (*Salmo salar*)	1985 jusqu'à ce jour	Inconnus
Huître Kumamoto (*Crassostrea sikamea*)	1999 jusqu'à ce jour (Coan *et al.*, 2000; D. Kieser, données inédites)	Inconnus
Pétoncle (*Mizuhopecten [Patinopecten] yessoensis*)	1985 jusqu'à ce jour (Harbo, 1997); mis en quarantaine, descendance F_1 mise en culture[d]	Inconnus
Algue rouge (*Porphyra yezoensis*)	Fin des années 1980	Inconnus (Sandra Lindstrom, comm. pers.)

[a] Depuis la publication de l'article de Ketchen en 1983, 571 lots d'huîtres ont été importés de sources réparties le long de la côte du Pacifique nord-américaine. Plus récemment, des lots ont été importés d'une exploitation ostréicole hawaïenne.

[b] Introduit avec des huîtres américaines transplantées dans la baie de San Francisco en 1874 (Quayle, 1964; Coan *et al.*, 2000).

[c] Douze importations au cours des dernières années, 11 en provenance du Nord-Ouest du Pacifique et 1 de l'Île-du-Prince-Édouard, ont été mises en quarantaine à la Station de biologie du Pacifique, Nanaimo (C.-B.). La descendance F_1 a par la suite été mise en culture dans le détroit de Georgia.

[d] Quatre importations du Japon entre 1989 et 1993 ont été mises en quarantaine à la Station de biologie du Pacifique, Nanaimo (C.-B.). La descendance F_1 a par la suite été mise en culture dans le détroit de Georgia.

espèces de crabes indigènes (Jamieson *et al.*, 1998). Le crabe vert est un colonisateur efficace qui peut altérer considérablement les écosystèmes qu'il envahit.

La palourde japonaise est l'objet d'une exploitation intensive dans la région (Gillespie *et al.*, 1999). La chair de ces palourdes se détache facilement de la coquille après la cuisson. Cette caractéristique, ainsi que sa biomasse élevée, la facilité avec laquelle on peut la capturer, sa forte demande sur le marché et sa faculté d'excréter rapidement les toxines responsables de l'intoxication paralysante par les mollusques ont favorisé la naissance de nouveaux marchés. La nuttalie obscure, en raison de sa grande abondance et de ses caractéristiques souhaitables similaires à celles de la palourde japonaise, devrait bientôt faire l'objet d'un marché florissant. Dans ce cas, l'introduction d'une espèce exotique aura eu un impact économique important. Les effets de la nuttalie obscure sur l'écosystème n'ont pas été étudiés, et parce que chaque espèce présente des préférences liées à l'habitat et des caractéristiques biologiques qui lui sont propres, il est difficile d'évaluer avec précision les conséquences écologiques de ces introductions.

Modes d'introduction et mécanismes de contrôle

Aquaculture

L'aquaculture est depuis longtemps considérée comme l'une des principales voies d'introduction d'espèces exotiques et, à ce jour, sept espèces exotiques d'algues, d'invertébrés et de poissons ont été introduites délibérément dans le détroit de Georgia par l'industrie aquacole (tableau 2). La situation en Colombie-Britannique a cependant bien changé. Anciennement, l'importation d'espèces exotiques présentant un intérêt pour l'industrie aquacole, les associations de pêche sportive et d'autres groupes d'intérêt était non seulement permise, mais encouragée. Aujourd'hui, cette pratique est encadrée par une réglementation stricte. Avant qu'un importateur soit autorisé à introduire une nouvelle espèce, les risques que cette espèce représente doivent être évalués, car il est crucial que cette espèce n'ait pas d'effets biologiques inacceptables sur les stocks locaux et l'environnement. En se fondant sur les caractéristiques biologiques de l'espèce, il faut déterminer si celle-ci peut s'établir dans la région où l'on prévoit l'introduire, vérifier si elle peut avoir des effets génétiques sur les stocks locaux (p. ex., en s'hybridant avec ces stocks ou en compromettant leur survie) et s'assurer qu'elle n'aura pas d'impact écologique néfaste (p. ex. le déplacement d'espèces, la prédation, la compétition pour la nourriture). Il importe également de s'assurer qu'elle ne transporte aucun organisme pathogène ou espèce resquilleuse susceptible de s'établir dans les eaux locales et d'affecter les stocks locaux.

En Colombie-Britannique, l'organe chargé d'évaluer les risques et de faire des recommandations aux services de délivrance des permis est le Comité fédéral-provincial de l'introduction et du transfert d'organismes aquatiques. Ce comité est composé de membres du ministère des Pêches et des Océans (MPO), qui a compétence pour autoriser les lâchers de poissons vivants dans l'habitat du poisson et le transfert de poissons vivants dans des installations d'élevage (articles 55 et 56 du *Règlement de pêche (dispositions générales)* [MPO, 1993], appliqué dans la plupart des provinces); du ministère provincial de l'Agriculture, des Pêches et de l'Alimentation, qui délivre les permis d'exploitation aquacole; du ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs, qui délivre des licences pour le transport, la possession et le commerce de poissons vivants en vertu de la *Wildlife Act*. Ce comité évalue les risques posés par les espèces candidates sur le plan des incidences génétiques, de la propagation de maladies et des altérations écologiques susmentionnées. L'importation d'une espèce est autorisée seulement si les risques potentiels pour les espèces locales sont jugés très faibles (Stephen, 1998).

Le British Columbia Fish Transplant Committee et ses homologues provinciaux joueront un rôle déterminant dans le processus d'évaluation des risques proposé dans le Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques (MPO, 2002). Le concept d'évaluation approfondie des risques, similaire au processus appliqué par le British Columbia Fish Transplant Committee et au processus prévu par le Code national susmentionné, a fait la preuve de son efficacité dans d'autres types de réglementation et devrait contribuer à réduire au maximum les effets négatifs sur les espèces locales, dans la mesure où les transferts et les importations seront autorisés uniquement lorsque les risques auront été considérés comme très faibles. Deux problèmes peuvent cependant entraver la conduite de l'évaluation des risques : l'information scientifique disponible pour l'évaluation est souvent limitée, et des événements imprévus peuvent survenir. Toutefois, ce processus constitue le meilleur mécanisme pour examiner et réduire le plus possible les risques sur les stocks locaux.

Importation de salmonidés et d'autres poissons

L'importation de poissons appartenant à la famille des salmonidés est régie par le *Règlement sur la protection de la santé des poissons* du Canada (MPO, 1984). Élaboré au cours des années 1970, ce règlement vise à prévenir l'importation d'agents pathogènes du poisson susceptibles de décimer les stocks de poissons indigènes dans les régions où les poissons importés doivent être introduits. Pour prévenir l'importation d'agents pathogènes exotiques, les poissons importés doivent provenir

Tableau 3. Nombre d'œufs de saumon atlantique importés annuellement entre 1995 et 1999

Année	Importation d'œufs (en millions)
1995	0,775
1996	1,5
1997	1,6
1998	2,4
1999	2,4

d'exploitations piscicoles ou de stocks certifiés exempts de certaines maladies (Annexe II du *Règlement*). Pour être certifiée, une exploitation piscicole doit avoir subi avec succès quatre inspections, et tous les échantillons prélevés parmi tous les stocks élevés par cette exploitation doivent avoir été déclarés exempts d'agents pathogènes. Pour conserver sa certification, l'exploitation doit se soumettre chaque année à deux inspections et analyses en laboratoire.

Le saumon atlantique n'est pas indigène en Colombie-Britannique. On a toutefois tenté de l'y établir au début des années 1900, ainsi que d'autres salmonidés de pêche sportive comme la truite brune (Neaves, 1949). Des millions d'œufs de saumon atlantique ont été introduits dans des rivières se jetant dans le détroit. Contrairement à la truite brune, qui s'est établie dans un réseau hydrographique (rivière Cowichan), le saumon atlantique ne semble pas avoir formé de populations viables dans la région. Au cours des années 1980, l'industrie aquacole s'est intéressée une fois de plus au saumon atlantique en raison de sa valeur commerciale élevée et de son rendement en aquaculture (indice de conversion élevé). Le saumon atlantique représente aujourd'hui près de 75 % du saumon élevé en Colombie-Britannique (Ann McMullin, British Columbia Salmon Farmers Association, comm. pers.). Pendant les années 1980, les bras du détroit abritaient de nombreuses exploitations aquacoles. La majorité de ces exploitations sont depuis déménagées à l'extérieur du détroit. Le nombre d'œufs de saumon atlantique importés annuellement entre 1995 et 1999 est indiqué au tableau 3 (Comité de l'introduction et du transfert des organismes aquatiques, données inédites).

Avant même que l'industrie aquacole commence à importer des saumons atlantiques, les services de réglementation reconnaissaient déjà qu'une telle pratique pouvait entraîner l'introduction d'agents pathogènes. Des politiques régionales visant à renforcer le *Règlement sur la protection de la santé des poissons*, de portée nationale, ont été élaborées. Ainsi, pour importer une espèce de saumon en Colombie-Britannique, il faut non seulement, comme le prescrit le *Règlement*, détenir un permis pour tous les poissons ou œufs de poisson que l'on veut faire entrer dans la province, mais aussi satisfaire aux exigences suivantes de la politique régionale applicables à l'importation des salmonidés : 1) L'état de santé de tous les stocks provenant de l'établissement d'origine a été certifié conformément au *Règlement sur la protection de la santé des poissons*. 2) Le matériel importé ne comprend que des œufs dont la surface a été désinfectée. L'importation de poissons vivants est interdite parce qu'elle présente un risque accru d'introduction d'espèces resquilleuses, y compris des organismes pathogènes du poisson. La propagation du trématode parasite *Gyrodactylus salmonis* dans les rivières norvégiennes constitue un bon exemple d'une conséquence fâcheuse du transfert de poissons vivants, dans ce cas-ci des saumons atlantiques juvéniles. Au cours des années qui ont suivi son introduction, ce parasite a compromis la survie des stocks de saumon norvégiens (Johnsen et Jensen, 1986). La propagation de la myxobolose ou tournis des truites à l'échelle de l'Amérique du Nord est un autre exemple spectaculaire. L'agent causal, le *Myxobolus cerebralis* (Hofer), est tenu responsable du déclin des populations de truites dans les principales rivières de pêche sportive, comme la rivière Madison au Montana (Nickum, 1999). Il est essentiel que les œufs importés soient exempts de tels parasites. 3) Les responsables de l'exploitation d'origine doivent démontrer qu'ils appliquent des mesures fiables en vue de protéger la santé de leurs poissons, tant sur place qu'à l'échelle du bassin hydrographique où se trouve l'exploitation. 4) Une fois transférés en Colombie-Britannique, les œufs importés doivent séjourner dans une installation de quarantaine approuvée par le gouvernement fédéral jusqu'à ce que des analyses répétées aient confirmé qu'ils sont sains. Le transfert des saumoneaux dans des cages marines est autorisé seulement une fois que ces exigences de quarantaine sont satisfaites.

Le Comité de l'introduction et du transfert des organismes aquatiques évalue individuellement les demandes d'importation d'autres espèces de poissons à des fins d'élevage en installations aquacoles ou en milieu naturel. Dans ce cas, la délivrance d'un permis d'importation est habituellement assujettie aux mêmes exigences que celles prévues dans le *Règlement sur la protection de la santé des poissons*.

Si de nombreuses espèces de poissons ont été introduites dans des plans d'eau douce comme espèces de pêche sportive (Crossman et Cudmore, 2000), cette pratique n'a jamais été appliquée délibérément dans les eaux maritimes du détroit.

Importation de coquillages

L'huître plate du Pacifique (*Ostrea conchaphila*), une espèce indigène, représentait autrefois la principale

source de revenu de l'industrie ostréicole de la Colombie-Britannique. Par exemple, 1 843 barils ont été récoltés entre 1913 et 1915 (Elsey, 1993). Toutefois, d'autres espèces ont rapidement été introduites à des fins de culture. L'huître a été la première introduction, mais les succès ont été mitigés. En 1912 ou 1913, l'huître creuse du Pacifique était importée à son tour, cette fois dans les baies Ladysmith Harbour et Fanny. En 1925, la reproduction de cette dernière espèce dans les eaux de la Colombie-Britannique était confirmée (Quayle, 1988). Le secteur ostréicole de la Colombie-Britannique a depuis connu un essor considérable et produit aujourd'hui plus de 53 000 tonnes d'huîtres par année. Il produit également 7 000 tonnes de palourde japonaise (Ruth Salmon, British Columbia Shellfish Growers Association, comm. pers.), une espèce resquilleuse qui a été introduite par inadvertance avec l'huître creuse du Pacifique et qui est maintenant l'objet d'une culture. D'autres introductions accidentelles d'espèces resquilleuses, comme le *Ceratostoma inornatum* et le ver plat *Pseudostylochus ostreaphagus* (Hyman), sont moins heureuses. Le tableau 2 énumère d'autres espèces resquilleuses soupçonnées d'avoir atteint « clandestinement » les eaux de la Colombie-Britannique avec les premiers lots d'huîtres creuses du Pacifique. À l'heure actuelle, l'huître creuse du Pacifique se reproduit dans le détroit, mais les producteurs de bivalves de la Colombie-Britannique importent la majeure partie du naissain de culture des États-Unis. Pour prévenir l'introduction de nouvelles espèces exotiques, y compris les agents pathogènes et parasites de coquillages, les autorités exigent un permis pour l'importation de toutes les espèces de coquillages à des fins de culture en Colombie-Britannique, et les permis sont délivrés seulement si les conditions destinées à prévenir l'introduction d'agents pathogènes et d'autres espèces resquilleuses sont satisfaites. En vertu d'un accord bilatéral intervenu entre le Canada et les États-Unis, le naissain importé au Canada à des fins de culture en zone intertidale doit provenir de sources détenant un certificat attestant de la santé de leur matériel. L'importation est limitée aux embryons ou larves, ce qui réduit le risque d'introduction d'espèces épiphytes et d'autres espèces resquilleuses.

En vertu de la politique du MPO, les demandes d'importation de nouvelles espèces de coquillages doivent faire l'objet d'un examen approfondi, et aucune demande n'est approuvée avant qu'une évaluation des risques n'ait été effectuée. Par exemple, une évaluation récente d'un lot d'huîtres Kumamoto (*Crassostrea sikamea* (Amemiya)) destiné à l'importation a révélé que l'exploitation d'origine détenait un certificat de santé adéquat. En conséquence, l'établissement éventuel de cette espèce dans la région et le risque d'hybridation avec d'autres espèces d'huîtres introduites déjà établies constituaient la principale source de préoccupation. En comparant les exigences de reproduction liées à la température et à la salinité de l'huître Kumamoto aux conditions océanographiques locales dans le détroit, il est apparu que cette espèce avait peu de chance de se reproduire dans les eaux de la Colombie-Britannique, et l'importation de naissain d'huître Kumamoto a finalement été autorisée.

Eau de lest et transport maritime

Le transport maritime représente une voie d'introduction d'espèces exotiques dans la région. Ces espèces peuvent atteindre les eaux canadiennes fixées à la coque ou enfermées dans les ballasts des navires. Le nombre de navires qui entrent dans le port de Vancouver a augmenté de façon exponentielle au cours des quelques dernières décennies (figure 2). Toutefois, même avant que l'on tienne des registres de la navigation, des espèces exotiques atteignaient probablement les eaux canadiennes fixées à la coque des navires ou, peut-être, dans le lest solide transporté par ces navires.

Une étude préliminaire effectuée par Levings *et al.* (1998) a révélé que l'eau de lest des navires mouillant dans le port de Vancouver et d'autres ports autour du détroit pouvait contenir jusqu'à près de 13 000 invertébrés/m^3. Le rejet d'eau de lest est à l'origine de l'introduction et de la propagation rapide de certaines espèces d'invertébrés exotiques au cours des dernières années. L'oligochète *Tubificoides benedii*, normalement rencontré dans l'Atlantique, est maintenant établi dans le port de Vancouver, dans un secteur où d'importants volumes d'eau de lest sont rejetés chaque année. Entre juin et septembre 1999, environ 4,9 millions de tonnes d'eau de lest ont été rejetées dans l'arrière-port de Vancouver (autorités portuaires de Vancouver, données inédites).

L'imposition par les autorités portuaires de Vancouver d'un protocole obligatoire d'échange d'eau de lest est un exemple de mesure progressive à court terme destinée à prévenir l'introduction d'organismes exotiques par les navires marchands (Levings, 1999). Malheureusement, les échanges effectués en haute mer n'éliminent pas tous les organismes côtiers, et leur efficacité peut varier considérablement. Selon une des rares estimations disponibles, l'efficacité de ces échanges ne dépasse pas 67 % (Lock *et al.*, 1993). Par exemple, le copépode asiatique *Pseudodiaptomus marinus* a été découvert récemment dans l'eau de lest d'un navire mouillant dans le port de Vancouver qui avait précédemment procédé à l'échange de son eau de lest (Levings *et al.*, 1998). En outre, les navires provenant de la côte Ouest de l'Amérique du Nord, au nord de Cape Mendocino (Californie), de même que les paquebots de croisière et les navires transportant moins de 1 000 tonnes d'eau de lest, sont exemptés des dispositions du protocole imposé par les autorités portuaires de Vancouver. À long terme, on prévoit obliger tous les navires à traiter leur eau de

lest de manière à éliminer tous les organismes exotiques qui pourraient y vivre. Des projets de recherche et de développement conjoints visant à mettre au point de nouvelles méthodes de traitement sont en cours (Sutherland *et al.*, 2001).

Par ailleurs, des accords internationaux visant à réduire les quantités des composés à base d'oxyde de tributylétain entrant dans la fabrication des peintures antisalissures appliquées sur les coques de navires sont en cours d'élaboration (Evans et Smith, 1999). Toutefois, si ces produits ne sont pas remplacés par d'autres types de revêtement efficaces, notamment pour des raisons économiques, on peut s'attendre à une augmentation de l'abondance des espèces encrassant les coques de navires.

Le rat surmulot s'est probablement établi dans le détroit au cours des années 1800, après avoir été introduit par des navires provenant de diverses régions du monde. L'installation de barrières antirongeurs sur les lignes d'ancre et d'autres mesures prises par les services canadiens de santé publique ont pratiquement éliminé le risque de circulation de rongeurs entre la terre ferme et les navires.

Poissons, crustacés et mollusques vivants

Le commerce des poissons, crustacés et mollusques vivants accroît également le risque d'introduction d'espèces exotiques dans le détroit, car bon nombre des stocks importés ne sont pas soumis au processus d'évaluation des risques relevant du Comité fédéral-provincial de l'introduction et du transfert des organismes aquatiques.

En vertu de la réglementation fédérale en vigueur, un permis est requis uniquement pour l'importation intentionnelle de poissons, crustacés et mollusques vivants dans des eaux abritant des poissons ou dans une installation d'élevage de poissons (articles 55 et 56 du *Règlement de pêche (dispositions générales)* [MPO, 1993]). En outre, l'importation de poissons vivants de certaines espèces (48 genres) est interdite en vertu de l'article 5 du *Règlement de pêche du Pacifique* (MPO, 1993). Bien que certaines de ces espèces « prohibées » soient importées sous licence et vendues dans les poissonneries, la plupart des espèces importées pour le marché des poissons, crustacés et mollusques vivants ne figurent pas dans le *Règlement* et échappent par conséquent au processus d'évaluation des risques.

À titre d'exemple, toutes les espèces d'anguilles (*Anguilla* spp.) figurent parmi les espèces dont l'importation intentionnelle sous forme de poissons vivants est interdite. Pourtant, même si la côte du Pacifique de l'Amérique du Nord ne compte aucun anguillidé indigène, des anguilles ont été pêchées dans le port de San Francisco. La présence de ces anguilles a été associée à l'importation d'anguilles vivantes destinées au marché du poisson vivant (Williamson et Tabeta, 1991). Bien qu'il semble peu probable que des poissons, crustacés ou mollusques importés vivants parviennent à atteindre des eaux abritant des populations de poissons, un certain nombre d'observations effectuées dans le détroit démontrent que la chose est possible. Plusieurs communiqués publiés dans les journaux font état de la découverte par des plongeurs de homards de l'Atlantique (probablement *Homarus americanus*) près des ports de Vancouver et de Victoria. Le homard est couramment expédié vivant aux poissonneries. Dans le passé, des groupes religieux ont libéré dans le détroit diverses espèces de poissons qui avaient été importés vivants par des grossistes de la province. Bien que personne n'ait encore démontré que de tels lâchers ont conduit à l'établissement d'une espèce exotique, le risque est réel. Un programme éducatif encourage maintenant les groupes qui souhaitent relâcher des poissons, crustacés et mollusques vivants à se limiter aux poissons qui ont été capturés par des pêcheurs commerciaux locaux (Comité fédéral-provincial de l'introduction et du transfert des organismes aquatiques, données inédites).

Pépinières, culture d'algues et commerce de plantes et d'animaux d'aquarium

Les pépinières et les distributeurs de plantes représentent une autre source potentielle d'introduction d'espèces de plantes vasculaires exotiques. Des espèces dont la nuisibilité est pourtant reconnue depuis longtemps comme la salicaire continuent d'être vendues par de nouveaux fournisseurs inconscients du problème, malgré les campagnes intensives de sensibilisation menées par des organismes de protection de l'environnement et des associations de conservation des poissons et d'autres espèces animales. Les informations concernant les introductions délibérées d'algues sont beaucoup plus fragmentaires. Importée du Nord-Ouest du Pacifique à des fins de culture au cours des années 1980, l'algue rouge *Porphyra yezoensis* Ueda ne s'est pas établie dans le détroit (Sandra Lindstrom, University of British Columbia, comm. pers.).

Certaines espèces de poissons marins d'eau tempérée sont vendues comme poissons d'aquarium. Une petite enquête menée auprès des principaux grossistes de poissons d'aquarium de la région de Vancouver a révélé que les poissons marins représentent une proportion relativement faible de leurs importations (D. Keiser, données inédites). Les poissons marins qui sont offerts aux amateurs d'aquariophilie sont généralement dispendieux et, selon les importateurs, proviennent tous de régions tropicales. Le lâcher délibéré de poissons d'aquarium marins dans le détroit semble peu probable et, de toute façon, du fait de leur origine tropicale, ces poissons auraient peu de chance de survivre et de former des populations viables. Toutefois, un grand nombre de poissons d'ornement d'eau douce tempérée, dont des

milliers de carpes ornementales (koi) (*Cyprinus carpio*), sont importés annuellement à l'intention des amateurs d'aquariophilie et des propriétaires de jardins aquatiques. L'importation de ces poissons est contrôlée en Colombie-Britannique, mais si leur état de santé est évalué au moment de l'importation, aucun mécanisme ne régit leur distribution une fois la période d'isolement de trois semaines terminée. Les étangs dans lesquels ces poissons sont relâchés peuvent être situés dans des zones soumises à des inondations naturelles périodiques. Des oiseaux et d'autres prédateurs peuvent également causer le transfert accidentel de ces poissons dans des habitats naturels, y compris des milieux soumis à l'influence des marées dans le cours inférieur de rivières se jetant dans le détroit.

Recherche et formation

La mise en place de mécanismes d'examen par le Comité fédéral-provincial de l'introduction et du transfert des organismes aquatiques a permis de réduire le risque de propagation d'espèces exotiques associé au rejet accidentel ou délibéré d'animaux de laboratoire par des chercheurs du gouvernement. On sait peu de choses sur les mécanismes de contrôle appliqués par les établissements d'enseignement pour prévenir la propagation d'espèces exotiques par des chercheurs et des laboratoires d'enseignement. Pour sa part, l'University of British Columbia a adopté un train de mesures préventives à cet effet (UBC, n.d.).

Répression ou éradication des espèces exotiques établies

Comme on a pu le constater ailleurs dans le monde, il peut être extrêmement coûteux et difficile de lutter contre des espèces exotiques une fois qu'elles sont établies, et à plus forte raison de les éradiquer, si la chose est encore possible. La lutte n'est d'aucune efficacité contre les espèces qui produisent des stades larvaires pélagiques dispersés par les courants marins, comme le crabe vert (voir le site Web sur le crabe vert http://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/ops/fm/shellfish/green_crab/default.html), de même que contre les plantes vasculaires produisant un grand nombre de graines, comme la salicaire. Diverses mesures ont été prises pour enrayer la propagation de certaines espèces exotiques dans le détroit, mais leur efficacité est souvent peu documentée. Par exemple, bien que l'on ait eu recours dans le passé à des techniques de piégeage (Quayle, 1988) et d'immersion en eau douce (Mueller et Hoffman, 1999) pour prévenir la propagation du *Ceratostoma inornatum*, cette espèce est encore présente dans le détroit. Des techniques d'élimination directe et de lutte biologique faisant appel à des insectes ont été employées en vue de prévenir la propagation de la salicaire dans l'estuaire du Fraser, mais on ignore dans quelle mesure ces interventions ont été efficaces (Grout *et al.*, 1997). Des méthodes de lutte physique ont été employées en vue d'éradiquer la spartine dans les eaux adjacentes de la baie Puget Sound (Reeves, 1999), mais cette approche n'a pas été mise à l'essai dans le détroit.

Sommaire et conclusion

Cet aperçu des espèces exotiques présentes dans le détroit de Georgia montre que cette importante mer intérieure abrite un plus grand nombre d'espèces exotiques que la majorité des autres écosystèmes marins tempérés (40 °N à 60 °N). En raison de la nature estuarienne du détroit et de la présence du port de Vancouver, la portion sud-est du détroit est plus susceptible d'être envahie par des espèces exotiques d'eau côtière saumâtre. Les espèces exotiques qui tolèrent un large éventail de température et de salinité, comme la nuttalie obscure et le crabe vert, risquent de se propager de ce secteur à l'ensemble du détroit.

Compte tenu de la diversité des voies par lesquelles les espèces exotiques peuvent entrer dans le détroit, il est difficile d'instaurer des mécanismes de contrôle efficaces pour réduire ou prévenir les introductions. Toutefois, on pourrait étendre les programmes déjà en place, comme les mesures de quarantaine, les protocoles de contrôle et de gestion de l'eau de lest et les campagnes d'éducation du public, de manière à réduire davantage le risque d'introduction. Il faut entreprendre des recherches en vue d'identifier les espèces exotiques les plus susceptibles d'envahir le détroit et choisir en conséquence les mesures de contrôle les plus efficaces. Dans le cas présent, il semble qu'une approche spécifique, fondée sur les résultats de relevés approfondis des espèces exotiques présentes dans les secteurs adjacents (p. ex. dans les baies Puget Sound, Washington [Cohen *et al.*, 1998] et Prince William Sound, en Alaska [Hines et Ruiz, 2000]), soit la plus utile.

Pour les espèces déjà établies contre lesquelles les options de lutte ou d'éradication demeurent envisageables, il faut adopter une approche de gestion adaptative en raison de la nature intrinsèquement variable des écosystèmes marins. En aquaculture, il est important d'identifier les organismes pathogènes nuisibles susceptibles d'être introduits. Un réseau international de pathologistes peut jouer un rôle très utile à ce chapitre. La réglementation et les politiques actuelles régissant l'importation des organismes aquatiques sont assorties de mécanismes de contrôle très rigoureux destinés à réduire le plus possible le risque d'introduction accidentelle d'agents pathogènes. Lorsque de tels organismes parviennent en Colombie-Britannique avec des poissons destinés à l'aquaculture, il est possible d'en éliminer un certain pourcentage à l'aide de médicaments et par mise en quarantaine, mais pour cela, il faut que les poissons

contaminés soient gardés dans des installations de confinement aménagées sur la terre ferme. En revanche, les espèces qui jouent un rôle déterminant dans la structure de certains écosystèmes (p. ex. la spartine à fleurs alternes dans les estuaires) deviennent pratiquement invincibles une fois qu'elles ont envahi la tête de plage. De telles espèces peuvent causer des dommages irréversibles aux habitats ou à la fonction des écosystèmes (Ruiz *et al.*, 1999).

Remerciements

Les travaux décrits dans les pages précédentes ont été financés en grande partie par le Fonds de mise en œuvre de la *Loi sur les océans* du MPO et le Fonds de recherche stratégique en sciences environnementales du MPO. Nous sommes reconnaissants envers Edward Anderson, Sheila Byers, Sandra Lindstrom et Terry Taylor de leur aide lors de l'étude documentaire et de leur expertise se rattachant à divers taxons. Nous remercions également Valerie MacDonald (Biologica Environmental Services) et Beth Piercey (Direction des sciences, MPO) de leurs travaux sur le terrain durant la Rapid Assessment Survey menée dans le détroit de Georgia. Nous remercions aussi les autorités portuaires de Vancouver de nous avoir facilité l'accès aux données archivées sur le transport maritime, et Deborah Koo, de l'Agence canadienne d'inspection des aliments, de nous avoir fourni des données sur les volumes de poissons, crustacés et mollusques vivants importés chaque année.

Références

Anderson, E.A.; Austin, W.C.; Byers, S.; Lipovsky, S. 2000. Literature review on nonindigenous invertebrates of the Strait of Georgia. Edward Anderson Marine Sciences, Sidney, BC. Rapport inédit préparé pour Pêches et Océans Canada, Laboratoire de West Vancouver, West Vancouver (C.-B.). 96 p.

Baldwin, J.R; Lovvorn, J.R. 1994. Expansion of seagrass habitat by the exotic *Zostera japonica*, and its use by dabbling ducks and brant in Boundary Bay, British Columbia. Mar. Ecol. (Prog. Ser.) 103:119–127.

Baron, N.; Acorn, J. 1997. Birds of coastal British Columbia. Lone Pine Publishing, Vancouver, BC. 240 p.

Biologica Environmental Services. 2000. Report on preliminary rapid assessment survey of the Strait of Georgia, February and March 1999. Victoria, BC. Rapport inédit préparé pour Pêches et Océans Canada, Laboratoire de West Vancouver, West Vancouver (C.-B.). 22 p.

Bousfield, E.L. 1957. Ecological investigations on shore invertebrates of the Pacific Coast of Canada, 1955. Bull. Natl. Mus. Can. 147:104–113.

Brown, D.A.; Bawden, C.A.; Chatel, K.W.; Parsons, T.R. 1977. The wildlife community of Iona Island jetty, Vancouver, BC and heavy-metal pollution effects. Environ. Conserv. 4:213–216.

Buffet, D., for Ducks Unlimited. 1999. Records of *Spartina* in the Strait of Georgia. *In* Minutes of the *Spartina* workshop held at Canadian Wildlife Service offices, Delta, BC, 4 October 1999.

Carlton, J.T. 1979. History, biogeography, and ecology of the introduced marine and estuarine invertebrates of the Pacific coast of North America. Ph.D. thesis, University of California, Davis, Davis, CA. 904 p.

Carlton, J.T. 1996. Biological invasions and cryptogenic species. Ecology 77:1653–1655.

Coan, E.V.; Scott, P.V.; Bernard, F.R. 2000. Bivalve seashells of western North America. Santa Barbara Mus. Nat. Hist. Monogr. No. 2. 764 p.

Cohen A.; and 17 others. 1998. Puget Sound expedition. A rapid assessment survey of nonindigenous species in the shallow waters of Puget Sound. Rapport inédit preparé pour le Washington State Department of Natural Resources et le United States Fish and Wildlife Service. 37 p.

Collins, F.S. 1913. The marine algae of Vancouver Island. Can. Geol. Surv. Victoria Mem. Mus. Bull. 99–137.

Crossman, E.J.; Cudmore, B.C. 2000. Summary of fishes intentionally introduced in North America. Pages 99–112 *in* R. Claudi and J.H. Leach, eds. Nonindigenous freshwater organisms. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 464 p.

De Lafontaine, Y. 2000. Species introduction in the St. Lawrence River: how does it compare to the Great Lakes? Page 306 *in* Proceedings of the 10th International Aquatic Nuisance Species and Zebra Mussel Conference, Toronto, ON, 13–17 February 2000. The Professional Edge, Pembroke, ON.

Den Hartog, C. 1997. Is *Sargassum muticum* a threat to eelgrass beds? Aquat. Bot. 58:37–41.

De Wreede, R.E. 1983. *Saragassum muticum* (Fucales, Phaeophyta): regrowth and interaction with *Rhodomela larix* (Ceramiales, Rhodophyta). Phycologia 22:153–160.

De Wreede, R.E. 1996. The impact of seaweed introductions on biodiversity. Global Biodiversity 6(3):2–9.

Dudas, S. 2000. Data base on literature searches for nonindigenous species in the Strait of Georgia. Rapport inédit conservé par Pêches et Océans Canada, Laboratoire de West Vancouver, West Vancouver (C.-B.).

Elsey, C.R. 1933. Oysters in British Columbia. Biol. Bd. Can. Bull. 34. 34 p.

Evans, S.M.; Smith, R. 1999. The effects of regulating the use of TBT-based antifouling paints on TBT contamination. Session 5G *in* Proceedings of Oceans 99: Annual Meeting of Marine Technology Society and Institute of Electrical and Electronics Engineers, Seattle, WA, 12–17 September 1999.

Gillespie, G.E. 1995. Distribution and biology of the exotic varnish clam, *Nuttallia obscurata* (Reeve 1857), in the Strait of Georgia, British Columbia. J. Shellfish Res. 14:578.

Gillespie, G.E. 1999. Status of the Olympia oyster, *Ostrea conchaphila*, in Canada. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa, ON. Canadian Stock Assessment Secretariat Research Document 99/150. 36 p.

Gillespie, G.S.; Parker, M.; Merilees, W. 1999. Distribution, abundance, biology and fisheries potential of the exotic varnish clam (*Nuttallia obscurata*) in British Columbia. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa, ON. Canadian Stock Assessment Secretariat Research Document 99/193. 16 p.

Grant, J.; Stenton–Dozey, J.; Monteiro, P.; Pitcher, G.; Heasman, K. 1998. Shellfish culture in the Benguela system: a carbon budget of Saldanha Bay for raft culture of *Mytilus galloprovincialis*. J. Shellfish Res. 17:41–49.

Grout, J.; Levings, C.D.; Richardson, J.S. 1997. Decomposition rates of purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) and Lyngbyei's sedge (*Carex lyngbyei*) in the Fraser River estuary. Estuaries 20:96–102.

Harbo, R.M. 1997. Shells and shellfish of the Pacific northwest: a field guide. Harbour Publishing, Madeira Park, BC. 270 p.

Harrison, P.G.; Bigley, R.E. 1982. The recent introduction of the seagrass *Zostera japonica*, Aschers. and Graebn., to the Pacific coast of North America. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39:1642–1648.

Hines, A.H.; Ruiz, R.M. 2000. Biological invasions of cold-water ecosystems: ballast-water mediated introductions in Port Valdez/Prince William Sound, Alaska. Final project report. Regional Citizens' Advisory Council of Prince William Sound, Valdez, AK.

Humphreys, R.D.; Hourston, R.H. 1978. British Columbia herring spawn deposition survey manual. Fish. Mar. Serv. Misc. Spec. Publ. 38. 40 p.

Jamieson, G.S.; Grosholz, E.D.; Armstrong, D.A.; Elner, R.W. 1998. Potential ecological implications from the introduction of the European green crab, *Carcinus maenas* (Linneaus), to British Columbia, Canada, and Washington, USA. J. Nat. Hist. 32:1587–1598.

Johnsen, B.O.; Jensen, A.J. 1986. Infestations of Atlantic salmon, *Salmo salar*, by *Gyrodactylus salaris* in Norwegian rivers. J. Fish Biol. 29:233–241.

Ketchen, K.S.; Bourne, N.; Butler, T.H. 1983. History and present status of fisheries for marine fishes and invertebrates in the Strait of Georgia, British Columbia. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40:1095–1119.

Levings, C.D. 1999. Review of current practices to reduce the risk of introducing non-indigenous species into the Pacific region via ballast water. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa, ON. Canadian Stock Assessment Secretariat Research Document 99/211. 13 p. Available: http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas/CSAS/English/Research_Years/1999/a99_211e.htm (site visité le 12 décembre 2001).

Levings, C.D.; Foreman, R.E.; Tunnicliffe, V.J. 1983. A review of the benthos of the Strait of Georgia and contiguous fjords. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40:1120–1141.

Levings, C.D.; Piercey, G.E.; Galbraith, M.; Jamieson, G. 1998. Analyses of invertebrate fauna in ballast water collected in ships arriving at British Columbia ports, especially those from the western north Pacific. Pages 111–124 *in* Proceedings of the 8th International Zebra Mussel and Aquatic Nuisance Species Conference, Sacramento, CA, 16–18 March 1998. The Professional Edge, Pembroke, ON.

Lewis, J.R.; Quayle, D.B. 1972. Some aspects of the littoral ecology of British Columbia. Fish. Res. Bd. Man. Rep. Ser. 1213. 23 p.

Lindstrom, S. 1999. Literature review of introduced algae and seagrasses in the Strait of Georgia. Rapport inédit préparé pour Pêches et Océans Canada, Laboratoire de West Vancouver, West Vancouver (C.-B.). 22 p.

Locke, A.; Reid, D.M.; van Leeuwen, H.C.; Sprules, W.G.; Carlton, J.T. 1993. Ballast water exchange as a means of controlling dispersal of freshwater organisms by ships. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50:2086–2093.

McGann, M.; Sloan, D.; Cohen A.M. 2000. Invasion by a Japanese marine microorganism in western North America. Hydrobiologia 421:25–30.

McLean-Fraser, C. 1932. A comparison of the marine fauna of the Nanaimo region with that of the San Juan archipelago. Trans. R. Soc. Can. Sect. 5:49–70.

McPhail, J.D.; Carveth, R. 1992. A foundation for conservation: the nature and origin of the freshwater fish fauna of British Columbia. Fish Museum, Department of Zoology, University of British Columbia, Vancouver, BC. 39 p.

[MPO] Ministère des Pêches et des Océans du Canada. 1984. Règlement sur la protection de la santé des poissons — Guide de procédures. Serv. pêches sc. Mer. Publ. 31 (Rev.). 47 p.

[MPO] Ministère des Pêches et des Océans du Canada. 1993. Règlement de pêche (dispositions générales) DORS/93-53, modifié le 31 décembre 2000. Ottawa (Ont.). Disponible à l'adresse suivante : http://lois.justice.gc.ca/fr/F-14/DORS-93-53/111641.html (site visité le 22 novembre 2001).

[MPO] Ministère des Pêches et des Océans du Canada. 2002. Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques [imprimé et en ligne]. Ottawa (Ont.). http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/OAS/aquaculture/nationalcode/codedefault_f.htm

Mueller, K.W.; Hoffman, A. 1999. Effect of freshwater immersion on attachment of the Japanese oyster drill, *Ceratostoma inornatum* (Recluz 1851). J. Shellfish Res. 18:597–600.

Neaves, F. 1949. Game fish populations of the Cowichan River. Bull. Fish. Res. Bd. Can. 84. 32 p.

Nickum, D. 1999. Whirling disease in the United States: a summary of progress in research and management. Trout Unlimited, Arlington, VA. 35 p.

Posey, M.H. 1988. Community changes associated with the spread of an introduced seagrass, *Zostera japonica*. Ecology 69:974–983.

Quayle, D.B. 1964. Distribution of introduced marine Mollusca in British Columbia waters J. Fish. Res. Bd. Can. 21:1155–1178.

Quayle, D.B. 1988. Pacific oyster culture in British Columbia. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 218:1–241.

Reeves, B., for Washington Department of Agriculture. 1999. *Spartina* in Puget Sound. *In* Minutes of the *Spartina* workshop held at Canadian Wildlife Service offices, Delta, BC, 4 October 1999.

Ruiz, G.M.; Fofonoff, P.; Hines, A.H.; Grosholz, E.D. 1999. Non-indigenous species as stressors in estuarine and marine communities: assessing invasion impacts and interactions. Limnol. Oceanogr. 44:950–972.

Simenstad, C.A.; Cordell, J.R.; Tear, L.; Weitkamp, L.A.; Paveglio, F.L.; Kilbride, K.M.; Fresh, K.L.; Grue, C.E. 1996. Use of Rodeo registered and X–77 registered spreader to control smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*) in a southwestern Washington estuary: 2. Effects on benthic microflora and invertebrates Environ. Toxicol. Chem. 15:969–978.

Stephen, C. 1998. Outline of the decision making process used by the British Columbia Federal–Provincial Fish Transplant Committee. Rapport inédit préparé pour le Federal–Provincial Fish Transplant Committee, Nanaimo (C.-B.).

Sutherland, T.F.; Levings, C.D.; Elliott, C.C.; Hesse, W.W. 2001. The effect of a ballast water treatment system on the survivorship of natural populations of marine plankton. Mar. Ecol. (Prog. Ser.) 210:139–148.

Taylor, T. 1999. Preliminary study of introduced vascular plants growing within tidal influence along the shores of Georgia Strait. Rapport inédit préparé pour Pêches et Océans Canada, Laboratoire de West Vancouver, West Vancouver (C.-B.). 22 p.

Thomson, A.J.; Candy, J.R. 1998. Summary of reported Atlantic salmon (*Salmo salar*) catches and sightings in British Columbia and adjacent waters in 1997. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2467. 39 p.

Thomson, R.E. 1994. Review of the marine environment and biota of Strait of Georgia, Puget Sound and Juan de Fuca Strait. Pages 36–100 *in* R.C.H. Wilson, R.J. Beamish, F. Aitkens, and J. Bell, eds. Proceedings of the BC/Washington Symposium on the Marine Environment, Vancouver, BC, 13–14 January 1994. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1948.

Tunnicliffe, V.J., ed. 1996. Introduction of exotic species—the marine perspective in British Columbia. Compte-rendu inédit d'un atelier, University of Victoria, Victoria, (C.-B.), 14 mars 1996. 58 p.

Turner, N.J. 1997. Traditional ecological knowledge. Pages 275–298 *in* P.K. Schoonmaker, B. van Hagen, and E.C. Wolf, eds. Proceedings of a Conference on the Environment and People of the Coastal Temperate Rain Forest, Whistler, BC, 28–30 August 1994. Island Press, Washington, DC.

[UBC] University of British Columbia, Department of Health, Safety and Environment. n.d. Non-indigenous species. University of British Columbia, Vancouver, BC. Available http://www.hse.ubc.ca/v.2/innerPubsAndProcs.php?ct=pb (site visité le 12 décembre 2001).

Volpe, J.P.; Taylor, E.B.; Rimmer, D.W.; Glickman, B.W. 2000. Evidence of natural reproduction of aquaculture-escaped Atlantic salmon in a coastal British Columbia river. Conserv. Biol. 14:889–903.

Whitehouse, T.R.; Boyle, D.E.; Levings, C.D.; Newman, J.; Black, J. 1993. Fish distribution within a tidal freshwater marsh in the lower Fraser River. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 917. 49 p.

Williams, G.L., for Department of Fisheries and Oceans, Habitat and Enhancement Branch. 1999. *Spartina* in Vancouver Harbour. *In* Minutes of the *Spartina* workshop held at Canadian Wildlife Service offices, Delta, BC, 4 October 1999.

Williamson, G.R.; Tabeta, O. 1991. Search for *Anguilla* eels on the West Coast of North America and the Aleutian Islands. Jpn. J. Ichthyol. 38(3):315–317.

Wilson, R.C.H.; Beamish, R.J.; Aitkens, F.; Bell, J., eds. 1994. Review of the marine environment and biota of Strait of Georgia, Puget Sound and Juan de Fuca Strait. Proceedings of the BC/Washington Symposium on the Marine Environment, Vancouver, BC, 13–14 January 1994. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1948. 390 p.

Annexe

Liste provisoire des espèces exotiques ou d'origine inconnue d'algues, de plantes vasculaires, d'invertébrés, de poissons, d'oiseaux et de mammifères observées dans le détroit de Georgia (Colombie-Britannique)

Groupe taxonomique	Nom scientifique[a] [Synonyme]	Source[b]	Designation de l'espèce[c]
Algues			
Division Chlorophytes			
Famille Ulotrichacées	*Ulothrix speciosa*	Nord-Est de l'Atlantique	3
	Ulothrix implexa	Nord-Est de l'Atlantique	3
Famille Ulvacées	*Gayralia oxysperma* [= *Monostroma oxysperma*, *M. oxyspermum*]	Hawaii	3
	Enteromorpha sp.		3
	Ulva sp.		3
Famille Capsosiphonacées	*Capsosiphon fulvescens*	Nord-Ouest de l'Atlantique	3
Famille Chlorophycées	*Percursaria percursa*	Nord-Ouest de l'Atlantique	3
Division Phaeophytes			
Famille Phaeophycées	*Melanosiphon intestinalis*		3
	Fucus spiralis	Nord-Est de l'Atlantique	3
	Sargassum muticum (Yendo) Fensholt	Nord-Ouest du Pacifique (Japon)	1
	Colpomenia peregrina	Ouest du Mexique	3
	Petalonia fascia	Nord-Ouest de l'Atlantique	3
	Scytosiphon lomentaria	Nord-Est de l'Atlantique	3
Famille Scytothamnacées	*Scytothamnus* ou *S.* cf. *fasciculatus*	Nouvelle-Zélande	3
Division Rhodophytes			
Famille Rhodophycées	*Porphyra mumfordii*		3
	Gelidium vagum Okamura	Japon	1
	Grateloupia doryphora		3
	Antithamnionella spirographidis	Nord-Ouest du Pacifique	2

(à suivre)

[a] Les auteurs des noms scientifiques des algues ne sont pas mentionnés, à moins qu'ils n'aient été précisés par Lindstrom (1999).

[b] Origine soupçonnée, laissée en blanc si elle est contestée ou inconnue.

[c] Code de désignation des espèces : 1 = reconnue comme espèce exotique, 2 = probablement une espèce exotique, 3 = espèce cryptogène, tiret = non reconnue comme espèce exotique, mais données historiques à examiner.

Annexe (suite)

Groupe taxonomique	Nom scientifique[a] [Synonyme]	Source[b]	Designation de l'espèce[c]
Famille Lomentariacées	*Lomentaria hakodatensis* Yendo	Japon	1
Famille Ceramiacées	*Ceramium* sp.	Atlantique Nord	1
	Ceramium (cf. *C. rubrum*)		1
Famille Caulacanthacées	*Caulacanthus ustulatus*		3
Famille Rhodomélacées	*Chondria dasyphylla*	Centre ouest de l'Atlantique	3
Plantes vasculaires[d]			
Famille Salviniacées	*Azolla caroliniana* Willd.	Centre ouest de l'Atlantique	1
Famille Caryophyllacées	*Spergularia marina* (L.) Griseb.	Eurasie	1
Famille Brassicacées	*Cardamine pratensis* L.	Europe de l'Ouest	–
Famille Haloragacées	*Myriophyllum spicatum* L.	Eurasie	1
Famille Lythracées	*Lythrum salicaria* L.	Eurasie	1
Famille Callitrichacées	*Callitriche stagnalis* Scop.	Europe	1
Famille Plantaginacées	*Plantago coronopus* L.	Eurasie	1
Famille Asteracées	*Cotula coronopifolia* L.	Afrique du Sud	1
	Sonchus arvensis var. *arvensis* L.	Europe	1
Famille Alismatacées	*Alisma lanceolatum* Witherirg	Europe	1
Famille Zosteracées	*Zostera japonica* Ascherson et Graebner	Japon	1
Famille Juncacées	*Juncus gerardii* Loisel.	Eurasie	1
Famille Poacées	*Agrostis stolonifera* L.	Europe	1
	Ammophila arenaria (L.) Link	Europe	1
	Festuca arundinacea Schreb.	Europe	1
	Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud.[e]	Eurasie	2
	Spartina patens (Ait.) Muhl.	Côte Est de l'Amérique du Nord	1
	Phalaris arundinacea L. [= *Phalaris roseau*]	Europe	–
Famille Typhacées	*Typha angustifolia* L.	Eurasie	1
Famille Iridacées	*Iris pseudacorus* L.	Europe	1
	Iris germanica L.	Europe	1
Invertébrés			
Embranchement Foraminifères			
Famille Trochamminidés	*Trochammina hadai* Uchio	Nord-Ouest du Pacifique (Japon)	1

(à suivre)

[a] Inclut seulement les espèces considérées par Taylor (1999) comme se développant dans les habitats soumis à l'influence des marées.

[e] Mentionné par Taylor (1999) sur la base d'informations communiquées par V. Brink.

Annexe (suite)

Groupe taxonomique	Nom scientifique[a] [Synonyme]	Source[b]	Designation de l'espèce[c]
Embranchement Porifères			
Famille Sycettidés	*Scypha* spp.	Nord-Est de l'Atlantique	1
Famille Leucosoléniidés	*Leucosolenia nautilia* de Laubenfels		3
Famille Halichondridés	*Halichondria bowerbanki* Burton [= *Halichondria coatlita*]	Nord de l'Atlantique	1
Famille Clionidés	*Cliona* spp.	Nord de l'Atlantique, Nord-Ouest du Pacifique (Japon)	–
Embranchement Cnidaires			
Classe Hydrozoaires			
Famille Clavidés	*Cordylophora caspia* (Pallas) [= *Cordylophora lacustris*]	Mer Noire, Mer Caspienne	1
Famille Tubulariidés	*Tubularia crocea* (Agassiz) [= *T. elegans, Parypha microcephala*]	Nord-Ouest de l'Atlantique	2
Classe Anthozoaires			
Famille Diaduménidés	*Haliplanella lineata* (Verrill) [= *H. luciae, Diadumene lineata, D. luciae, Sagartia luciae*]	Côte pacifique de l'Asie	1
Embranchement Platyhelminthes			
Famille Callioplanidés	*Koinstylochus ostreophagus* [= *Pseudostylocus ostreophagus*]	Nord-Ouest du Pacifique (Japon)	1
Embranchement Annélides			
Classe Polychètes			
Famille Syllidés	*Autolytus* cf. *tsugarus*[f]	Nord-Ouest du Pacifique (Japon)	2
	Syllis (Syllis) spongiphila Verrill	Atlantique, Nord-Ouest du Pacifique (Japon)	1
	Trypanosyllis (Trypanedenta) gemmipara Johnson	Ouest du Pacifique	3
	Typosyllis alternata[f]	Nord-Ouest du Pacifique	3
	Typosyllis pulchra	Nord-Ouest du Pacifique, mer de Béring	3
Famille Néréididés	*Neanthes succinea* (Frey et Leuckart)[f]	Nord de l'Atlantique, mer du Nord	3
	Platynereis bicanaliculata (Baird)[f]	Nord-Ouest du Pacifique (Japon)	3
Famille Spionidés	*Polydora cornuta* Bosc [= *Polydora amarincola, Polydora ligni*]	Nord de l'Atlantique	1
	Polydora websteri Harman	Atlantique	1
	Polydora limicola Annenkova[f]	Nord-Ouest du Pacifique (Japon), mer de Béring	1
	Boccardia columbiana (E. Berkeley)	Nord-Ouest du Pacifique (Japon)	3

(à suivre)

[f] Espèces de polychètes dont il convient d'étudier plus à fond le statut taxonomique afin de différencier d'éventuelles espèces similaires sur le plan morphologique (S.C. Byers, Serv. de l'Environnement, Vancouver [C.-B.], comm. pers.).

Annexe (suite)

Groupe taxonomique	Nom scientifique[a] [Synonyme]	Source[b]	Designation de l'espèce[c]
	Pseudopolydora kempi (Southern) [= *Neopygiospio laminifera*]	Inde, Mozambique, Japon	1
Famille Cirratulidés	*Dodecaceria concharum* Oersted[†]	Nord-Ouest de l'Atlantique	3
Famille Capitellidés	*Heteromastus filiformis* (Claparède)	Nord de l'Atlantique	1
Famille Ampharétidés	*Hobsonia florida* (Hartman) [= *Amphicteis gunneri floridus*]	Nord-Ouest de l'Atlantique, Golfe du Mexique	1
Classe Oligochètes			
Famille Tubificidés	*Tubificoides benedii* [= *Tubifex benedii*]	Nord de l'Atlantique	2
Embranchement Mollusques			
Classe Gastéropodes			
Famille Potamididés	*Batillaria attramentaria* (Sowerby) [= *B. cumingi, B. zonalis*]	Nord-Ouest du Pacifique	1
Famille Calyptraeidés	*Crepidula fornicata* (L.)	Nord-Ouest de l'Atlantique	1
Famille Muricidés	*Thais clavigera* (Kuster) [= *Thais tumulosa, Nucella clavigera, Purpura (Mancinella) clavigera*]	Nord-Ouest du Pacifique	1
	Ocenebra japonica Dunker	Nord-Ouest du Pacifique (Japon), Nord de la mer de Chine	1
	Ceratostoma inornatum (Recluz) [= *Ceratostoma fournieri, Ocenebra japonica, O. inornatum*]	Nord-Ouest du Pacifique (Japon), Nord de la mer de Chine	1
	Urosalpinx cinerea (Say)	Nord-Ouest de l'Atlantique	1
Famille Nassariidés	*Ilyanassa obsoleta* (Say) [= *Nassarius obsoletus*]	Nord de l'Atlantique	1
Famille Mélampidés	*Ovatella myosotis* (Draparnaud) [= *Myosotella myosotis, Phytia myosotis*]	Nord-Est de l'Atlantique, Méditerranée	1
Classe Bivalves			
Famille Mytilidés	*Mytilus edulis* L.	Nord de l'Atlantique	2
	Mytilus galloprovinicialis Lamarck	Nord de l'Atlantique, Sud de la Californie	1
	Musculista senhousia (Benson) [= *Modiolus senhousia*]	Nord-Ouest du Pacifique	1
Famille Ostréidés	*Crassostrea gigas* (Thunberg) [= *Ostrea laperousii*]	Nord-Ouest du Pacifique (Japon)	1
	Crassostrea virginica (Gmelin)	Nord-Ouest de l'Atlantique	1
Famille Psammobiidés	*Nuttallia obscurata* (Reeve) [= *Soletellina obscurata, Psamma olivacea*]	Nord-ouest du Pacifique (Corée, Japon)	1
Famille Trapézidés	*Trapezium liratum* (Reeve) [= *T. japonica*]	Nord-Ouest du Pacifique (Japon et zones de l'Indo-Pacifique)	1
Famille Vénéridés	*Venerupis philippinarum* (A. Adams et Reeve) [= *V. japonica, Ruditapes philippinarum, Paphia bifurcata, Tapes philippinarum*]	Nord-Ouest du Pacifique	1

(à suivre)

Annexe (suite)

Groupe taxonomique	Nom scientifique[a] [Synonyme]	Source[b]	Designation de l'espèce[c]
	Gemma gemma (Totten) [= *Gemma purpurea*]	Nord-Ouest de l'Atlantique	1
Famille Myidés	*Mya arenaria* L.	Nord-Ouest de l'Atlantique	1
Famille Teredinidés	*Teredo navalis* L. [= *Teredo beachi, Teredo novangliae*]	Nord-Ouest de l'Atlantique	1
	Lyrodus takanoshimensis (Roch)	Nord-Ouest du Pacifique	1
Embranchement Arthropoda			
Sous-embranchement Crustacés			
Sous-classe Copépodes			
Famille Mytilicolidés	*Mytilicola orientalis* Mori [= *M. osteae*]	Nord-Ouest du Pacifique	1
Ordre Isopodes			
Famille Limnoriidés	*Limnoria tripunctata* Menzies	Nord-Ouest du Pacifique	1
Sous-classe Cirripèdes			
Famille Balanidés	*Balanus improvisus* Darwin	Nord-Ouest de l'Atlantique	2
Ordre Amphipodes			
Famille Ampithoidés	*Ampithoe valida* Smith [= *A. shimizuensis*]	Nord-Ouest de l'Atlantique	1
	Ampithoe lacertosa	Nord-Est de l'Atlantique	–
Famille Aoridés	*Grandidierella japonica* Stephenson	Nord-Ouest du Pacifique	1
Famille Corophiidés	*Monocorophium acherusicum* (Costa) [= *Corophium acherusicum*]	Nord-Est de l'Atlantique	2
	Monocorophium insidiosum (Crawford) [= *Corophium insidiosum*]	Nord de l'Atlantique	2
Famille Gammaridés	*Melita nitida* [= *M. oregonensis*]	Nord-Ouest de l'Atlantique	1
Famille Talitridés	*Groupe Allorchestes angusta*	Nord-Ouest de l'Atlantique	–
Ordre Cumacea			
Famille Leuconidés	*Nippoleucon hinumensis*[9]	Nord-Ouest du Pacifique	1
Embranchement Bryozoaires			
Famille Alcyonidiidés	*Alcyonidium polyoum* (Hassall) [= *Alcyonidium gelatinosum*]	Nord-Est de l'Atlantique	–
Famille Vesicularidés	*Bowerbankia gracilis* Leidy	Nord-Ouest de l'Atlantique	2
Famille Schizoporellidés	*Schizoporella unicornis* (Johnston in Wood) [= *Lepralia unicornis*]	Nord-Ouest du Pacifique	2
Famille Cryptosulidés	*Cryptosula pallasiana* (Moll) [= *Lepralia pallasiana*]	Nord de l'Atlantique	2
Embranchement Chordata			
Sous-embranchement Urochordés			
Famille Cionidés	*Ciona savignyi* Herdman	Nord-Ouest du Pacifique	2
Famille Goniodoridídés	*Botrylloides violaceus* Oka	Nord-Ouest du Pacifique	1
Famille Styelidés	*Styela clava* Herdman	Nord-Ouest du Pacifique	1
Famille Goniodoridídés	*Botryllus schlosseri* Pallas	Nord-Est de l'Atlantique	1
	Molgula manhattensis (DeKay)	Nord-Ouest de l'Atlantique	1

(à suivre)

[9] Jeff Cordell, Fishery Sciences, University of Washington, Seattle (WA), comm. pers.

Annexe (suite et fin)

Groupe taxonomique	Nom scientifique[a] [Synonyme]	Source[b]	Designation de l'espèce[c]
Poissons			
Embranchement Chordés			
Classe Ostéichthyes			
Famille Cyprinidés	*Cyprinus carpio* L.	Asie	1
Famille Ictaluridés	*Ameiurus nebulosus* (Lesueur)	Est des Rocheuses	1
Famille Centrarchidés	*Pomoxis nigromaculatus* (Lesueur)	Est des Rocheuses	1
Famille Salmonidés	*Salmo salar* L.	Atlantique	1
Famille Clupéidés	*Alosa sapidissima* (Wilson)	Atlantique	1
Oiseaux			
Embranchement Chordés			
Classe Oiseaux			
Famille Anatidés	*Cygnus olor* (Gmelin)	Europe	1
	Branta canadensis (L.)	Ontario	1
Mammifères			
Embranchement Chordés			
Classe Mammifères			
Famille Muridés	*Rattus norvegicus* (Berkenhout)	Europe	1

Espèces introduites et modifications de la végétation marine de l'Atlantique canadien

Annelise S. Chapman, Robert E. Scheibling et Anthony R.O. Chapman

Si l'écologie des invasions en est encore à ses balbutiements dans le domaine maritime, il apparaît de plus en plus que les espèces exotiques peuvent modifier de façon marquée les écosystèmes marins (voir par exemple Ribera et Boudouresque, 1995; Ruiz *et al.*, 1999; Grosholz *et al.*, 2000). Relativement peu d'espèces d'invertébrés et d'algues vivant sur le fond ont envahi l'Atlantique canadien par rapport à ce qu'on observe dans d'autres régions du monde (Wallentinus, 1992, ms inédit; Carlton, 2000, ms inédit; tableau 1 et annexe du présent article). Toutefois, étant donné la longue tradition maritime de la région et l'absence d'inventaire des espèces présentes autrefois, certains éléments du biote de l'Atlantique canadien, considérés comme indigènes, sont sans doute des espèces arrivées incognito d'autres rivages. Les espèces envahissantes signalées dans l'Atlantique canadien ont eu des effets très importants sur les communautés indigènes, phénomène bien documenté dans la région centrale de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse qui est étudiée intensivement depuis plus de 30 ans.

Nous faisons ici le point sur les invasions d'espèces exotiques dans les habitats marins occupés par la végétation sur la côte atlantique du Canada, notamment dans les communautés des algues, des marais salés et des herbes marines. Nous présentons une information détaillée sur trois invertébrés exotiques provenant d'Europe : le bigorneau (*Littorina littorea* (L.)), le bryozoaire *Membranipora membranacea* (L.) et le crabe vert (*Carcinus maenas* (L.)). L'article donne aussi les résultats de nouvelles recherches portant sur des invasions récentes qui ont modifié ou supplanté les communautés d'algues brunes sur la côte atlantique du Canada. Les données montrent que des espèces vivant sur le fond (appelées ci-après espèces benthiques) se sont installées dans la partie inférieure du golfe du Saint-Laurent entre le milieu et la fin du XIX^{e} siècle. Ce qu'on sait de l'écologie générale de ces espèces ailleurs dans l'Atlantique Nord-Ouest permet de faire des hypothèses sur les effets de ces invasions dans la région du Golfe.

Communautés indigènes de plantes vasculaires et d'algues

Dans cet article, l'Atlantique canadien désigne Terre-Neuve, le golfe du Saint-Laurent (borné par la péninsule de la Gaspésie, au Québec, et le rivage du Nord du Nouveau-Brunswick), la Nouvelle-Écosse, l'Île-du-Prince-Édouard ainsi que le littoral de l'Atlantique et de la baie de Fundy au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse (figure 1). Bien que la côte du Labrador puisse être considérée comme faisant partie de l'Atlantique canadien, elle n'est pas couverte par notre étude. Nous nous intéressons ici aux espèces marines benthiques des écosystèmes dominés par les macrophytes (végétaux de grande taille, comme les spartines et les zostères ainsi que les algues) de la zone de balancement des marées (étage intertidal) et de la zone située au-dessous de la limite des basses mers (étage infralittoral).

Les zones intertidales rocheuses des côtes de l'Atlantique et de Fundy, en Nouvelle-Écosse et au

Figure 1. Atlantique canadien, à l'exclusion du Labrador. Répartition de *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* sur le littoral sud de la Nouvelle-Écosse, à partir d'un relevé quantitatif en plongée (données inédites) réalisé par R.E. Scheibling et T. Balch en 2000 (●), et de mentions de la présence ou de l'absence dans le varech (données inédites) de D.J. Garbary *et al.* en 1999–2000 (✱).

Nouveau-Brunswick, ne sont généralement pas soumises à l'abrasion des glaces en hiver, et présentent un couvert dense d'algues brunes (fucales comme *Fucus* spp. et *Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jolis) dans la zone médiolittorale, et une ceinture de mousse d'Irlande (*Chondrus crispus* Stackhouse) à la frange infralittorale. Aux endroits où la côte est soumise à l'action des glaces, ailleurs dans l'Atlantique canadien, la végétation est plus éparse et, dans certaines régions, tous les macrophytes sont arrachés par les glaces chaque hiver. Dans les eaux côtières limpides, la zone de végétation descend jusqu'à au moins 20 m, et les fonds rocheux présentent de grandes forêts d'algues brunes (notamment *Laminaria* spp.), sauf aux endroits où le broutage exercé par les oursins est intensif. Les eaux non polluées de l'Atlantique Ouest sont pauvres en matières nutritives (Chapman et Craigie, 1977), et la faible production de phytoplancton limite les populations d'invertébrés filtreurs, mais favorise la luxuriance des prairies d'algues. Seules les zones polluées, comme le port d'Halifax, abritent des populations importantes de filtreurs (moules et balanes) au lieu des algues.

Les côtes sédimentaires de l'Atlantique canadien se caractérisent par des marais salés dans les régions suffisamment abritées des vagues du large pour permettre l'accumulation des sédiments (Davis et Browne, 1996). Ces marais salés se transforment souvent progressivement en prairies intertidales et infralittorales d'herbes marines. Outre les plantes à fleurs d'origine terrestre, les marais salés de l'Atlantique abritent une forte biomasse de fucales qui forment des tapis autour de la tige des spartines (*Spartina* spp.).

Ces peuplements végétaux luxuriants de l'Atlantique canadien contiennent un nombre remarquablement faible d'espèces. Selon South (1984), il y aurait ici 346 espèces d'algues, soit seulement la moitié environ des algues qui se retrouvent dans l'Est de l'océan Atlantique (Parke et Dixon, 1976). Les peuplements monospécifiques d'algues sont chose courante, particulièrement dans les forêts infralittorales d'algues brunes, et il semble que la plupart de ces espèces jouent un rôle écologique particulier.

Tableau 1. Algues exotiques dans l'Atlantique canadien[a]

Nom scientifique et nom commun[b] (division)	Année de première collecte	Lieu de première collecte	Origine	Présence actuelle	Abondance (qualitative)	Référence
Bonnemaisonia hamifera (Rhodophyta)	1948	Partie inf. du golfe du Saint-Laurent	Indo-pacifique	Partout sauf dans l'estuaire du Saint-Laurent	Abondante partout	McLachlan *et al.*, 1969
Furcellaria lumbricalis (Rhodophyta)	1853	T.-N.	Europe	Partie inf. du golfe du Saint-Laurent	Abondante	Harvey, 1853
				N.-É. atlantique	Localement abondante	
				Sud de T.-N.	Localement abondante	
Codium fragile ssp. *tomentosoides*, « voleuse d'huîtres » (Chlorophyta)	1991	Baie Mahone, N.-É. atlantique	Indo-pacifique	Centre de la N.-É. atlantique	Très abondante	Bird *et al.*, 1993; Garbary *et al.*, 1997; présent article
				Partie inf. du golfe du Saint-Laurent	Localement abondante	
				Approches, baie de Fundy (N.-É.)	Peu commune	
Colpomenia peregrina, « voleuse d'huîtres » (Heterokontophyta)	1960	N.-É. atlantique	? Indo-pacifique	N.-É. atlantique	Peu commune	Blackler, 1964
				T.-N.	Peu commune	
Fucus serratus, varech denté (Heterokontophyta)	1869	Pictou, partie inf. du golfe du Saint-Laurent	Europe	Partie inf. du golfe du Saint-Laurent	Très abondante	Dale, 1982; Novaczek et McLachlan, 1989
				Côtes de la N.-É. atlantique	Localement abondante	

[a] T.-N. = Terre-Neuve, N.-É. = Nouvelle-Écosse.

[b] S'il existe.

Algues exotiques

Origine et introduction

Cinq espèces d'algues exotiques semblent avoir envahi l'Atlantique canadien, ce qui représente 1,5 % seulement de la flore algale (tableau 1). En comparaison, 4 à 5 % des espèces d'algues de la Méditerranée et 2 à 3 % de celles de l'Atlantique européen et de l'Australasie sont introduites (Ribera et Boudouresque, 1995). Si les espèces qui ont envahi le Canada atlantique sont peu nombreuses, elles sont toutes (sauf une (*Colpomenia peregrina* (Sauvageau) Hamel) devenues abondantes, ce qui a profondément modifié la structure des communautés.

Les algues qui ont envahi l'Atlantique canadien au XIX^{e} siècle provenaient d'Europe (tableau 1). À cette époque, le vecteur le plus vraisemblable devait être la coque des navires. Ensuite, les algues introduites sont d'origine indo-pacifique (tableau 1), mais elles ont fait le détour par l'Europe à la fin du XIX^{e} siècle avant d'atteindre le littoral de l'Atlantique Ouest. Deux espèces (*Bonnemaisonia hamifera* Hariot et *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (van Goor) P.C. Silva)[1] sont vraisemblablement arrivées dans l'Atlantique canadien à partir de points d'introduction situés sur la côte de Nouvelle-Angleterre au début du XX^{e} siècle (Villalard-Bohnsack, 1998). *Codium* a été signalée pour la première fois dans l'Atlantique Nord-Ouest en 1957, dans la baie Long Island Sound (Carlton et Scanlon, 1985), et elle a atteint la Nouvelle-Écosse en 1989 (Bird *et al.*, 1993). Les mécanismes possibles de l'introduction de *Codium* en Nouvelle-Écosse sont le transport par des yachts et d'autres petits bateaux, l'importation avec des coquillages vendus dans le commerce ou comme matériau d'emballage de produits de l'aquaculture, et la dérivé de fragments d'algue transportés par les courants marins (Bird *et al.*, 1993). Une troisième espèce d'origine indo-pacifique (*Colpomenia peregrina*) ne se retrouve qu'en quelques très petites populations dans l'Atlantique canadien, et n'a pas été signalée dans d'autres régions de l'Atlantique Nord-Ouest (Bird et Edelstein, 1978).

Outre leur fixation sur les surfaces dures, toutes les espèces d'algues d'origine indo-pacifique peuvent se développer sur les coquillages des mollusques bivalves, particulièrement lorsque les substrats durs et mous alternent. En fait, on appelle souvent *Codium* et *Colpomenia peregrina* les « voleuses d'huîtres », car leur thalle rempli de gaz peut flotter, et ainsi emporter les huîtres auxquelles elles sont fixées. *Colpomenia peregrina* a été introduite en Europe avec les huîtres du Pacifique, *Crassostrea gigas* Thunberg (Ribera et Boudouresque, 1995), mais on ne sait pas si des coquillages ont servi de vecteurs d'introduction pour les algues exotiques de l'Atlantique canadien. De même, on n'a pas déterminé avec précision si la coque des navires était responsable de l'introduction d'une espèce en particulier.

Biologie des invasions

Les algues exotiques répandues et abondantes dans l'Atlantique canadien (tableau 1) n'ont guère de caractéristiques biologiques en commun qui pourraient expliquer leur caractère envahissant. *Fucus serratus* L. dépend entièrement de la dispersion des produits de sa reproduction sexuée, tandis que *Bonnemaisonia hamifera* se disperse avant tout par fragmentation végétative, puis par fixation ultérieure. *Furcellaria lumbricalis* (Hudson) Lamouroux et *Codium* semblent se répandre à la fois par fragmentation végétative et par production de cellules asexuées (Fralick et Mathieson, 1972; Sharp *et al.*, 1993). Le taux de croissance élevé, caractéristique des espèces envahissantes, qui est souvent observé (Lodge, 1993) est présent chez *Codium*, mais pas chez *Fucus serratus* ni chez *Furcellaria lumbricalis*, qui sont des espèces à croissance lente caractéristiques des derniers stades d'une succession. *Bonnemaisonia hamifera* se retrouve principalement dans sa phase filamenteuse diploïde (*Trailliella*), et souvent dans les premiers stades d'une succession[2]. Elle est aussi abondante comme épiphyte de macrophytes à surface coriace comme la mousse d'Irlande. Les cinq espèces exotiques sont pérennes ou pseudo-pérennes (p. ex. *Codium* peut hiverner sous une forme filamenteuse microscopique [Fralick et Mathieson, 1972]). Pour résumer, les algues exotiques de l'Atlantique canadien constituent un groupe fonctionnellement et taxonomiquement différent. Le succès de leur établissement et de leur invasion est plus vraisemblablement attribuable aux propriétés des communautés envahies qu'aux envahisseurs eux-mêmes.

L'invasion de *Codium* sur la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse a été facilitée par l'introduction préalable du bryozoaire européen *Membranipora membranacea*, qui a contribué à la disparition de grandes étendues d'algues brunes, ce qui peut aussi expliquer la récente propagation de *Fucus serratus* sur cette côte (R.E. Scheibling et T. Balch, données inédites), où cette algue ne constitue que quelques populations dispersées (Novaczek et McLachlan, 1989). Si les communautés de laminaires de la côte atlantique de Nouvelle-Écosse semblent avoir résisté à l'invasion de *C. fragile* (et peut-être de *F. serratus*) aussi longtemps que les couverts de laminaires demeuraient intacts, les communautés indigènes de la partie inférieure du golfe du Saint-Laurent n'ont jamais pu résister à ces envahisseurs. Le grès

1. Appelée ci-après « *Codium* ».

2. *B. hamifera* = *Trailliella intricata* Batters, les deux phases morphologiquement différentes de cette algue (*Bonnemaisonia* et *Trailliella*) étaient au départ considérées comme deux espèces différentes, d'où les deux noms.

friable et instable de cette région ne convient pas à des populations denses de grandes laminaires, qui sont arrachées par les vagues. Les laminaires y sont donc de petite taille (moins de 1 m de longueur), et le couvert dépasse rarement 60 % (Novaczek et McLachlan, 1989). *Codium*, *Fucus serratus* et *Furcellaria lumbricalis* se sont établies et ont formé des bancs luxuriants dans la partie inférieure du golfe, ce qui est peut-être dû à la faible concurrence que leur ont livrée les algues brunes indigènes. La présence d'un couvert dense de laminaires semble donc être un facteur important qui détermine la vulnérabilité à l'invasion des communautés indigènes d'algues dans l'Atlantique canadien.

Toutes les algues envahissantes de l'Atlantique canadien se retrouvent principalement dans l'étage infralittoral, où l'oursin *Strongylocentrotus droebachiensis* (O.F. Müller) est le principal brouteur. Durant les périodes où cet herbivore vorace pullule sur la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse, tous les macrophytes foliacés installés sur le substrat rocheux, y compris les espèces exotiques, sont éliminés de partout sauf des refuges les plus exposés aux vagues (Chapman, 1981). Seules les algues corallines encroûtantes peuvent résister à cette forte pression de broutage. À part les oursins, il existe de nombreuses autres espèces généralistes d'invertébrés brouteurs : bigorneaux, chitons, patelles, amphipodes et isopodes, qui pourraient limiter l'envahissement par les algues. Deux genres de limaces de mer, *Placida* et *Elysia*, se nourrissent de *Codium fragile*. Rien ne prouve toutefois que le broutage puisse réguler les populations de *C. fragile*, quel que soit l'endroit dans l'ensemble de son aire (Trowbridge, 1998). Dans l'Atlantique européen, cette algue envahissante est en général absente de l'étage infralittoral, mais elle est répandue dans l'étage intertidal. Les facteurs qui déterminent son absence au-dessous de la limite des basses mers sont inconnus, mais les interactions biotiques pourraient jouer un rôle important. La plus grande richesse spécifique à tous les niveaux trophiques pourrait expliquer la présence de concurrents éventuels ou de brouteurs qui, collectivement, limitent le succès de l'invasion de *C. fragile* (Chapman, 1999). Par contre, dans l'Atlantique Nord-Ouest, les communautés algales sont non seulement moins diverses que celles de l'Atlantique Nord-Est, mais les espèces qui les composent n'ont pas encore, au fil de leur évolution dans la communauté, connu toute la gamme de défis que représentent les prédateurs et les concurrents potentiels. Ces deux caractéristiques peuvent rendre une communauté plus vulnérable aux invasions biologiques (Lodge, 1993; Stachowicz *et al.*, 1999).

Incidence écologique

La plus abondante et la plus visible des algues envahissantes, *Codium*, est examinée dans la section sur l'écosystème des laminaires. Toutefois, même des espèces discrètes peuvent avoir des effets écologiques, quoique peut-être à petite échelle. Par exemple, *Bonnemaisonia hamifera* et *Colpomenia peregrina* se présentent comme des épiphytes dans l'Atlantique canadien, où elles vivent surtout sur les algues formant tapis dans la zone infralittorale. La délicate structure filamenteuse de *B. hamifera*, en particulier, accroît l'hétérogénéité spatiale à petite échelle, ce qui peut favoriser l'abondance de la petite faune qui vit sur les algues (épifaune) en lui fournissant un microhabitat de refuge contre les prédateurs. Les amphipodes et les isopodes, par exemple, sont particulièrement abondants sur *B. hamifera* (A.S. Chapman, observation personnelle). La présence chez *B. hamifera* de cellules glandulaires contenant des halogènes (Wolk, 1968), qui peuvent jouer un rôle de défense contre les herbivores (Fenical, 1975), permet de voir une forme supplémentaire de protection dans cette association avec une algue possédant un système de défense chimique (voir Hay *et al.*, 1990). Par ailleurs, *B. hamifera* pourrait accumuler les sédiments à un taux plus élevé que les surfaces adjacentes, mécanisme qui peut nuire au recrutement des autres algues (Devinny et Volce, 1978; Albrecht, 1998). Les effets indirects précis de *B. hamifera* sur la structure à petite échelle des communautés restent à étudier.

Les modifications qu'apportent les invasions dans les assemblages de macrophytes peuvent avoir un effet négatif sur les espèces commerciales qui trouvent dans la végétation marine de la nourriture ou un habitat. La disparition des bancs de laminaires, par exemple, peut nuire à la pêche des oursins, qui sont exploités pour leur rogue (Scheibling, 2000), et peut-être aussi à la pêche du homard (Steneck *et al.*, 2001), qui représente actuellement 40 % des gains des pêcheurs de la côte Est (MPO, 1998). Le fait que les algues indigènes soient supplantées par des espèces exotiques peut aussi avoir un impact sur l'exploitation des algues dans l'Atlantique canadien. *Furcellaria lumbricalis*, chez qui l'on observe une très forte augmentation de la densité de population dans la partie inférieure du golfe du Saint-Laurent depuis trois décennies, a fortement détérioré la qualité de la récolte commerciale de mousse d'Irlande à l'Île-du-Prince-Édouard (Sharp *et al.*, 1993). Par la suite, c'est l'algue exotique elle-même qui est devenue assez abondante pour faire l'objet d'une exploitation commerciale en vue de la production de gommes marines dans la région (G. Sharp, Ministère des Pêches et des Océans, Dartmouth [N.-É.], comm. pers.).

Invertébrés exotiques

Les invertébrés exotiques peuvent nuire gravement à la végétation marine parce qu'ils interagissent de multiples façons avec les plantes marines : par exemple, ils s'en nourrissent (brouteurs ou filtreurs), ils en colonisent

la surface ou ils modifient les régimes de l'éclairement et des matières nutritives. On ne connaît toutefois que quelques exemples d'interactions trophiques entre les invertébrés envahisseurs et le phytoplancton (voir, par exemple, Alpine et Cloern, 1992; Greve, 1993), et il existe encore moins de documentation au sujet de l'impact des invertébrés exotiques sur la végétation marine benthique. Une exception est à noter : l'interférence entre la moule verte (*Musculista senhousia* (Benson)) envahissante avec la croissance des rhizomes et la propagation végétative de la zostère marine (*Zostera marina* L.) indigène dans le Sud de la Californie (Reusch et Williams, 1999).

Une douzaine d'espèces exotiques d'invertébrés ont envahi le littoral canadien de l'Atlantique (voir l'annexe), mais notre analyse portera sur les trois envahisseurs les plus abondants dont les interactions écologiques et les effets ont été bien étudiés : le bigorneau (*Littorina littorea*), le bryozoaire *Membranipora membranacea* et le crabe vert (*Carcinus maenas*).

Le bigorneau

Originaire d'Europe, le bigorneau a été introduit en Amérique du Nord dans les années 1840, près de Pictou, dans le détroit de Northumberland (Bequaert, 1943). Certaines collections archéologiques possèdent plusieurs spécimens de bigorneaux de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick, ce qui permet de penser qu'il y a eu une introduction nettement antérieure, mais postglaciaire, survenue il y a 500 à 1 000 ans, peut-être à cause des navires des premiers explorateurs européens (Reid, 1996). Toutefois, on ne trouve aucun témoin pour la période de 500 ans qui précède l'introduction des années 1840 (Carlton, 2000, ms inédit). Certaines données génétiques récentes contredisent ces théories, car elles suggèrent que les populations actuelles de *Littorina littorea* de l'Atlantique Nord-Ouest auraient été séparées de celles de l'Atlantique Nord-Est il y a au moins 50 000 ans (C. Cunningham, Duke University, Durham, NC, *in verbis*). La question du statut d'espèce envahissante du bigorneau dans l'Est de l'Amérique du Nord demeure donc l'objet d'un débat ouvert. L'espèce est maintenant répandue de l'Atlantique canadien à la Virginie, en passant par la Nouvelle-Angleterre, et se retrouve en abondance dans la végétation des côtes rocheuses et des marais salés. Il ne semble pas y avoir d'analogues écologiques du bigorneau dans la communauté indigène réceptrice, et ce gastéropode a probablement occupé un créneau vacant (Bertness, 1984).

Les effets du bigorneau ont été étudiés de façon approfondie dans les marais salés (Bertness, 1984) et sur le littoral rocheux de la Nouvelle-Angleterre (Lubchenco, 1978, 1982, 1983, 1986). Il n'existe pas d'études comparables de ses effets dans les marais salés de l'Atlantique canadien, de sorte que l'extrapolation à des eaux plus septentrionales reste hypothétique. Pour le littoral rocheux, toutefois, on dispose des résultats de travaux expérimentaux menés en Nouvelle-Écosse (recension dans Chapman, 1986, 1995, et Chapman et Johnson, 1990).

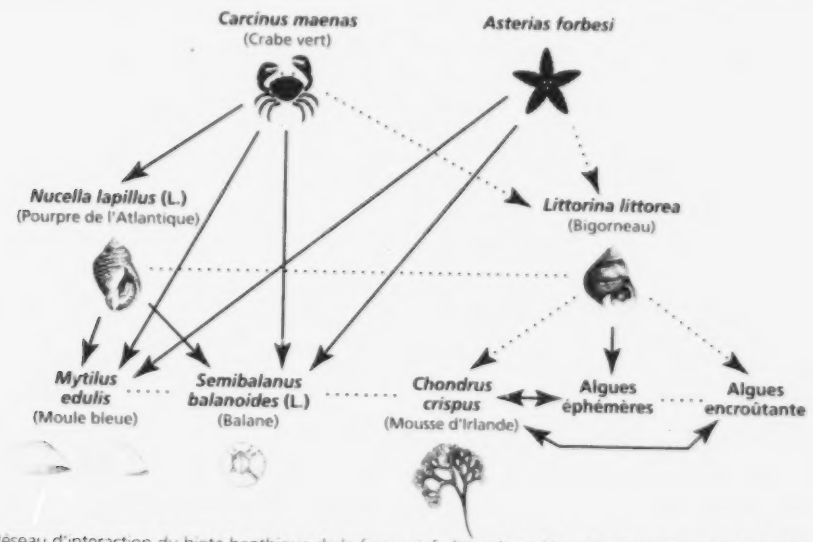


Figure 2. Réseau d'interaction du biote benthique de la frange infralittorale en Nouvelle-Angleterre. Les lignes horizontales indiquent les interactions compétitives. Les autres liens relient les consommateurs aux proies. Les lignes continues indiquent des interactions fortes, les lignes pointillées des interactions faibles. Les liens ont été établis de façon expérimentale. A ➤ B : A a un fort effet négatif sur B. D'après Menge et Sutherland (1987).

Le rôle du bigorneau a été étudié dans un réseau expérimental d'interaction de la frange infralittorale en Nouvelle-Angleterre, et apparaît à la figure 2 (d'après Menge et Sutherland, 1987). Ce brouteur a un effet négatif marqué sur les algues éphémères. Ces algues, qui sont principalement des algues vertes des genres *Enteromorpha* et *Ulva*, sont présentes au centre d'une hiérarchie concurrentielle de filtreurs et d'algues (> signifie dominance concurrentielle) :

moules bleues > balanes > algues éphémères > mousse d'Irlande > fucales

En Nouvelle-Angleterre, les deux principaux concurrents pour l'espace sur le littoral rocheux à mode battu, la moule bleue (*Mytilus edulis* L.) et les balanes, occupent des territoires contigus dans la zone intertidale. Toutefois, ces filtreurs ne sont pas abondants sur les côtes abritées, qui sont dominées par la mousse d'Irlande et les fucales. Selon les auteurs d'un certain nombre d'études, on trouverait une végétation abondante aux endroits où les carnivores limitent l'abondance des filtreurs concurrents, et l'efficacité de ces carnivores serait réduite sur les côtes battues, de sorte que les filtreurs sont en mesure d'occuper l'espace en excluant la végétation (figure 2; Lubchenco, 1978, 1980, 1983, 1986; Lubchenco et Menge, 1978; Menge et Lubchenco, 1981). Ces auteurs pensent aussi que le bigorneau réduit l'abondance des algues éphémères à croissance rapide, ce qui permet le développement de peuplements à croissance lente de mousse d'Irlande dans la frange infralittorale et de fucales dans le médiolittoral. En conséquence, l'ensemble de la morphologie des communautés des côtes rocheuses abritées en Nouvelle-Angleterre était peut-être fondamentalement différent avant le milieu du XIX^{e} siècle, moment de l'introduction du bigorneau. Un phénomène semblable est-il en train de se produire dans l'Atlantique canadien?

Le bigorneau n'était pas abondant sur les surfaces rocheuses émergées de la zone médiolittorale des côtes exposées dans les années 1980, dans la région médio-atlantique (Barker et Chapman, 1990; McCook et Chapman, 1997). Toutefois, dans les cuvettes de marée de la frange supralittorale, où *Fucus distichus* L. domine la végétation, la densité de bigorneaux dépassait souvent 1 000/m^2 pendant les mois d'été, tandis que les autres espèces de gastéropodes étaient rares (*loc. cit.*). Les résultats des études menées dans ces cuvettes de marée de la frange supralittorale concordent avec ceux des études portant sur les surfaces rocheuses intertidales en Nouvelle-Angleterre : les espèces des premiers stades de succession (algues éphémères en Nouvelle-Angleterre et tapis d'algues bleues dans l'Atlantique canadien) entravaient le développement d'une végétation de fucales, sauf aux endroits où le bigorneau broutait les formes des premiers stades de succession (Parker *et al.*, 1993; Parker et Chapman, 1994).

Par contre, sur les rochers émergés de la zone médiolittorale dans l'Atlantique canadien, les tapis d'algues bleues correspondant aux premiers stades de succession semblaient faciliter plutôt qu'entraver le développement des juvéniles de fucales des dernières phases de succession, peut-être en réduisant le stress dû à la dessiccation (McCook et Chapman, 1993). À d'autres sites du littoral atlantique de la Nouvelle-Écosse (zone médiolittorale, mode battu), le bigorneau était très rare et ne jouait aucun rôle dans la dynamique de la végétation (McCook et Chapman, 1997). Au milieu des années 1990, on a trouvé de fortes densités de bigorneaux dans la zone des fucales sur le littoral exposé du centre de la Nouvelle-Écosse, avec une moyenne d'environ 100/m^2 (Worm et Chapman, 1998). Dans la frange infralittorale, dans la zone de la mousse d'Irlande, les densités de bigorneaux étaient presque deux fois plus élevées, et correspondaient à la plus grande partie de la biomasse de brouteurs (*loc. cit.*). Les brouteurs consommaient couramment les recrues de fucales dans la frange infralittorale, ce qui, combiné à la pression concurrentielle du couvert de mousse d'Irlande, empêchait efficacement le développement d'un couvert de fucales dans la frange infralittorale.

Les densités de population du bigorneau sont donc très variables dans l'espace et dans le temps, mais cette espèce a des effets importants et démontrables sur la végétation de la frange supérieure et de la frange inférieure de l'étage intertidal sur les côtes rocheuses battues de Nouvelle-Écosse.

Dans les marais salés de Nouvelle-Angleterre, les bigorneaux causent de l'érosion en perturbant le sédiment (Bertness, 1984). Le gastéropode broute aussi les tiges et les rhizomes des spartines. L'élimination expérimentale des bigorneaux a provoqué une expansion de la zone littorale occupée par la spartine à fleurs alternes (*Spartina alterniflora* Loisel). Les marais salés devaient donc être plus étendus avant l'invasion du bigorneau. Ce gastéropode peut avoir des effets similaires dans l'Atlantique canadien, où il abonde dans les tapis de spartines. Cette extrapolation doit toutefois être vérifiée expérimentalement.

Le bryozoaire *Membranipora membranacea*

Membranipora membranacea est une espèce européenne qui a été observée pour la première fois dans l'Atlantique Nord-Ouest en 1987, dans les eaux du New Hampshire et du sud du Maine (Berman *et al.*, 1992). En deux ans, ce bryozoaire est devenu l'épiphyte dominant chez les laminaires du golfe du Maine. Son introduction dans la région est vraisemblablement attribuable au transport de larves dans l'eau de lest (Schwaninger, 1999). *Membranipora* a probablement envahi l'Est du Canada à partir du golfe du Maine; on l'a observé pour la première fois sur des laminaires dans la baie Mahone, en Nouvelle-Écosse, en 1992 (Scheibling *et al.*, 1999).

Bien que *M. membranacea* colonise diverses macroalgues benthiques, il abonde particulièrement sur les algues brunes du genre *Laminaria* (Berman *et al.*, 1992). Dans le golfe du Maine, les lames de grande taille de ces algues étaient plus fortement encroûtées que les petites lames, et les laminaires des sites exposés étaient plus infestées que leurs conspécifiques des sites abrités (*loc. cit.*). L'encroûtement par *M. membranacea* peut nuire à la fois au métabolisme des matières nutritives (Hurd *et al.*, 1994) et à la physiologie photique de l'algue hôte (Molina *et al.*, 1991). Toutefois, la défoliation à grande échelle des bancs de laminaires causée par *M. membranacea*, observée en Nouvelle-Angleterre (Lambert *et al.*, 1992) et en Nouvelle-Écosse (Scheibling *et al.*, 1999), est attribuable avant tout à une perte de souplesse des lames encroûtées, ce qui accroît la fragmentation lorsque les vagues enflent et en cas de tempête. Les tissus de croissance localisée disparaissent souvent avec la fragmentation des lames, ce qui empêche un développement ultérieur. Des processus similaires ont causé la défoliation des laminaires géantes (*Macrocystis pyrifera* (L.) C. Agardh) en Californie (Dixon *et al.*, 1981). On ne sait pas à l'heure actuelle si l'encroûtement des lames de laminaires par *M. membranacea* réduit aussi la libération des spores, nuisant ainsi au recrutement.

En Europe, *M. membranacea* et d'autres espèces de bryozoaires se retrouvent fréquemment sur diverses espèces d'algues brunes, mais on ne signale aucun effet destructeur à grande échelle. Berman *et al.* (1992) pensent que l'absence de nudibranches[3] prédateurs pendant les premières proliférations de *M. membranacea* en Nouvelle-Angleterre explique les différences observées entre les habitats d'origine et les habitats envahis. À l'heure actuelle, en Nouvelle-Écosse, on observe fréquemment des nudibranches prédateurs (par exemple la limace de mer *Onchidoris muricata* (Müller)), se nourrissant de *M. membranacea*, aussi bien sur les lames de laminaires que sur le tapis du fond. La dynamique de l'interaction de *Membranipora* avec ses prédateurs potentiels et avec les consommateurs de niveau supérieur doit faire l'objet d'études expérimentales.

Le crabe vert

Au Canada, c'est au début des années 1950 (Glude, 1955) qu'on a observé pour la première fois le crabe vert (*Carcinus maenas*), alors que l'espèce était présente en Nouvelle-Angleterre depuis plus d'un siècle (Grosholz et Ruiz, 1996). Le crabe vert, originaire d'Europe, est l'un des invertébrés marins envahisseurs qui connaissent le plus grand succès, puisque sa répartition est maintenant presque mondiale (Grosholz et Ruiz, 1996). Dans l'Atlantique canadien, on retrouve le crabe vert dans les habitats rocheux et sableux littoraux et infralittoraux comme les plages de sable, les battures et les marais salés.

Les mollusques (particulièrement les bivalves), les petits crustacés et les polychètes composent la plus grande partie de l'alimentation du crabe vert, dont la composition change peu à l'échelle du monde (Grosholz et Ruiz, 1996). Si la prédation par le crabe vert peut réduire de façon marquée les populations des invertébrés qui lui servent de proies (Grosholz *et al.*, 2000), l'alimentation du crabe a vraisemblablement peu d'effet direct sur la végétation benthique. Les plantes représentent généralement une petite fraction de son régime alimentaire (Ropes, 1968; Elner, 1981; Rangeley et Thomas, 1987; Grosholz et Ruiz, 1996; Grosholz *et al.*, 2000), sauf dans une étude réalisée dans le Nord du pays de Galles (Elner, 1977). Menge et Sutherland (1987) n'ont relevé aucun effet marqué, direct ou indirect, des crabes verts sur les algues dans la frange infralittorale rocheuse en Nouvelle-Angleterre (figure 2). Toutefois, ce résultat contredit des études précédentes des mêmes auteurs, qui indiquaient une forte interaction entre les filtreurs (moules et balanes) et les algues mentionnées ci-dessus.

Sur les battures, les crabes verts fouissent à marée basse dans les sédiments de surface pour échapper à la dessiccation et à la prédation par les oiseaux (Reise, 1985), et cette activité peut nuire aux racines et aux rhizomes des herbes marines et palustres. Dans les marais salés de Nouvelle-Angleterre, le crabe violon (*Uca pugnax* (Smith)) modifie le milieu physique par son activité de fouissage qui aère le sol et le draine, ce qui favorise la production de spartine à fleurs alternes (Bertness, 1985). Des changements semblables pourraient se produire dans la végétation palustre si la population de crabe vert atteint une forte densité dans les marais salés de l'Atlantique canadien.

Écosystème des laminaires sur la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse

Les communautés des bancs de laminaires représentent un des principaux types de végétation de l'étage infralittoral dans l'Atlantique canadien, particulièrement sur les côtes rocheuses. Il s'agit aussi d'un des écosystèmes côtiers les mieux étudiés dans la région. Nous examinons ici les effets connus des espèces envahissantes sur les communautés de laminaires de l'Atlantique canadien.

Perturbation de la dynamique oursins-laminaires

Avant 1995, l'écosystème rocheux infralittoral de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse présentait une

3. Mollusques gastéropodes marins constituant l'ordre *Nudibranchia*.

alternance cyclique entre deux états d'équilibre régis par les fluctuations à grande échelle de l'abondance de l'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis)* (recension de Chapman et Johnson, 1990, et d'Elner et Vadas, 1990). Dans les régions où les oursins étaient rares, des bancs luxuriants de laminaires (principalement *Laminaria longicruris* De La Pylaie et *L. digitata* (Hudson) Lamouroux) couvraient le fond marin à faible profondeur (moins de 20 m), formant un couvert dense et très productif. À mesure qu'augmentait le nombre d'oursins, toutefois, ces échinodermes détruisaient par leur broutage les laminaires et d'autres algues, créant des étendues dénudées dominées par les algues corallines encroûtantes. Ces étendues restaient nues jusqu'à ce que les populations d'oursins soient décimées par la maladie, ce qui permettait alors aux bancs de laminaires de se rétablir. Depuis les travaux fondateurs menés sur cet écosystème par K.H. Mann et ses collaborateurs dans les années 1970, l'alternance entre les deux états se produit au rythme de la décennie (Scheibling *et al.*, 1999). Des données anecdotiques permettent de penser que des changements semblables se sont produits le long de ce littoral pendant la plus grande partie du siècle dernier (Miller, 1985).

Une amibe pathogène, *Paramoeba invadens* Jones, a été identifiée comme l'agent responsable des épizooties (amibiase) qui régissent l'alternance des étendues dénudées et des bancs de laminaires (Jones, 1985; Jones et Scheibling, 1985). Plusieurs constatations permettent de penser que *P. invadens* est une espèce exotique qui est périodiquement introduite sur la côte néo-écossaise par les courants marins :

- L'amibe est régulièrement isolée dans les tissus des oursins malades, mais on ne la trouve pas chez les oursins en bonne santé ni dans les eaux côtières et les sédiments dans les régions ou pendant les années exemptes d'épizootie (Jones *et al.*, 1985; Jellett *et al.*, 1989).
- Elle est apportée par l'eau et peut être cultivée sur des bactéries marines, ce qui indique que c'est un parasite facultatif des oursins qui peut aussi vivre librement (Jones et Scheibling, 1985).
- Elle est incapable de survivre à 2 °C ou moins, température supérieure au minimum de la température hivernale dans les eaux côtières de la Nouvelle-Écosse (0 à -2 °C), ce qui permet de penser qu'elle provient de régions plus chaudes (Jellett et Scheibling, 1988).
- Les épizooties ont été corrélées à des événements océanographiques et météorologiques à grande échelle qui peuvent servir à transporter un agent présent dans l'eau (Scheibling et Hennigar, 1997).

La cause de l'amibiase reste mal connue, mais l'origine exotique de l'agent pathogène permet de penser que des événements aléatoires jouent un rôle important dans l'apparition de la maladie.

Figure 3. Infestation de lames de laminaires (*Laminaria* spp.) par des colonies du bryozoaire exotique *Membranipora membranacea*. *Partie supérieure* : Gros plan. Cadrage de 10 × 7 cm. *Partie inférieure* : Lame de *L. longicruris* (longue de 60 cm environ) entièrement couverte de *M. membranacea*. Photos de A.S. Chapman.

Ces dernières années, des interactions synergiques entre deux autres espèces envahissantes ont perturbé la dynamique oursins-laminaires sur les côtes de Nouvelle-Écosse et fait passer l'écosystème infralittoral à un autre type d'état. Le bryozoaire épiphyte *Membranipora membranacea* (figure 3) a commencé à décimer les bancs de laminaires au début des années 1990 (voir ci-dessus).

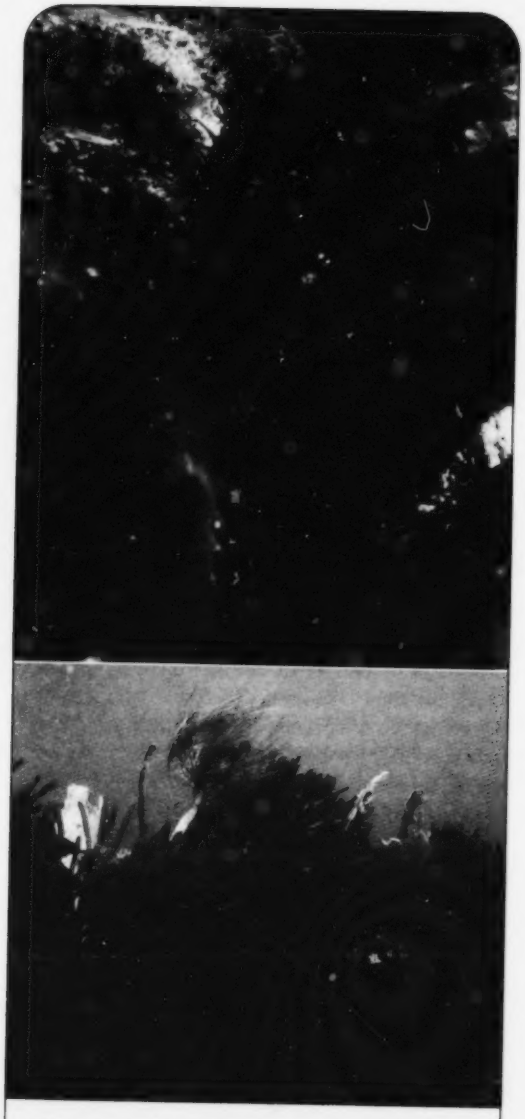


Figure 4. Transformation d'un banc infralittoral (profondeur de 4 m) de laminaires en une prairie de *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* à l'île Little Duck, au centre de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse. *Partie supérieure* : Au départ, les plants de *Codium* s'établissent dans les canyons et les crevasses. La laminaire au premier plan (*Laminaria longicruris*) mesure environ 1 m de longueur. Avril 1996. Photo de A.R.O. Chapman. *Partie inférieure* : Dernier stade de la prairie de *Codium*, moyenne de taille de 60 cm environ. Septembre 2000. Photo de R.E. Scheibling.

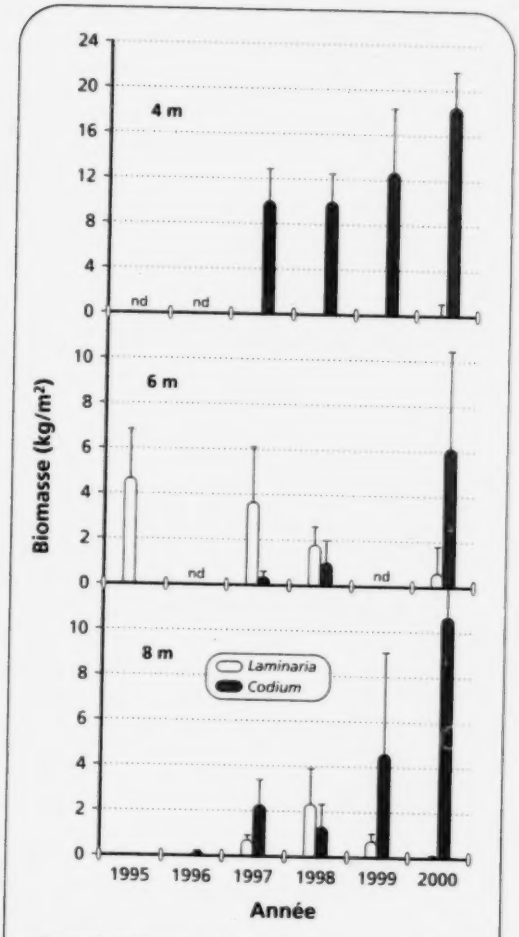


Figure 5. Biomasse (poids humide, moyenne + SD) de laminaires (> 95 % *Laminaria longicruris*) et de *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* dans des quadrats de 1 m² échantillonnés à trois profondeurs près de l'île Little Duck entre 1995 et 2000. À 4 m, cinq quadrats ont été échantillonnés dans les peuplements de *Codium* (dans le cadre d'une expérience de manipulation) entre 1997 et 1999. À 6 m et 8 m au cours de ces années, et à 4 m en 2000, 8 à 10 quadrats ont été échantillonnés au hasard dans un transect en ceinture de 2 × 50 m à chaque profondeur. En 1995, le transect à 6 m tombait dans un banc mature de laminaires, et à 8 m dans une étendue récemment mise à nu par les oursins. C'est en 1996 que *Codium* y a été observée pour la première fois.

La disparition du couvert de laminaires a favorisé l'établissement de l'algue verte siphonacée *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*, qui s'est répandue rapidement depuis 10 ans pour devenir la macroalgue dominante dans les habitats rocheux peu profonds sur les centaines de kilomètres du littoral atlantique (R.E. Scheibling et T. Balch, données inédites).

Les modifications marquées de la structure des communautés causées par des interactions entre ces envahisseurs récents et les laminaires indigènes ont été documentées par une étude qui a surveillé l'évolution écologique à l'île Little Duck, dans la baie Mahone, en

Nouvelle-Écosse (Scheibling *et al.*, 1999; Scheibling 2000). Lorsque l'étude a commencé en 1992, la communauté était en transition. Des groupements denses (fronts) d'oursins, avançant des eaux profondes vers le littoral, broutaient de façon destructive les bancs de laminaires, laissant dans leur sillage des étendues dénudées. Dans les bancs de laminaires restants, une forte éclosion de *M. membranacea*, à l'automne 1993, a causé une disparition à grande échelle du couvert de *Laminaria* au cours de l'hiver suivant. Cette défoliation a sans doute favorisé l'établissement de *Codium* sur ce site, principalement dans les zones littorales battues et peu profondes (moins de 5 m au-dessous du niveau moyen de la mer). Des poussées récurrentes de *M. membranacea* au cours des trois années suivantes ont permis à *Codium* de remplacer peu à peu les laminaires en tant que macroalgue dominante (figure 4). Plus loin vers le large (6 à 8 m de profondeur), une vaste attaque d'amibiase a éliminé les oursins à l'automne 1995 (Scheibling et Hennigar, 1997), et *C. fragile* a été parmi les premières algues à coloniser les étendues dénudées. Dans la succession qui a suivi, *Codium* a peu à peu supplanté *Laminaria* spp., pour ce qui est de la biomasse, en l'espace de quatre ans (figure 5). Les expériences de manipulation menées à l'île Little Duck ont confirmé qu'un couvert dense de *Laminaria* élimine *C. fragile*, probablement parce qu'il lui fait de l'ombre (Scheibling, 2000 et données inédites). L'élimination de ce couvert, soit de manière expérimentale, soit par les infestations de bryozoaires, permet à *Codium* de se répandre sur les bancs de laminaires. Une fois que des peuplements denses de cette algue envahissante se sont établis, ils semblent empêcher le recrutement des laminaires et finir par les supplanter.

Les oursins ont le potentiel de limiter les populations tant de *M. membranacea* (Nestler et Harris, 1994) que de *Codium* (Prince et LeBlanc, 1992; Scheibling et Anthony, 2001), mais l'effectif des oursins est demeuré bas après la mortalité massive de 1995, suivie par une autre vague de mortalité en 1999 (R.E. Scheibling, observations personnelles). La réapparition des fronts de broutage des oursins aurait vraisemblablement pour effet de détruire toutes les macroalgues érigées (y compris les formes peu sapides comme *C. fragile*) et de recréer les étendues dénudées. Toutefois, le remplacement de la dominance des laminaires par celle de *Codium* peut perturber les rétroactions positives pour la reproduction ou le recrutement des oursins, qui régissent les poussées de population des oursins en Nouvelle-Écosse (Meidel et Scheibling, 2001). Des études de laboratoire ont montré que la production des gonades est nettement réduite quand les oursins sont nourris de *Codium* plutôt que de laminaire (Scheibling et Anthony, 2001). Les infestations de bryozoaires, par ailleurs, agissent probablement en synergie avec les proliférations d'oursins pour accélérer la destruction des bancs de laminaires (Scheibling *et al.*, 1999). D'autres brouteurs de *Codium* sont connus, notamment les gastéropodes sacoglosses (par exemple *Placida* [= *Hermaea*] *dendritica* (Alder et Hancock)) et littorinidés (par exemple le bigorneau), mais ils ne semblent avoir que des effets limités ou superficiels (Trowbridge, 1998; R.B. Scheibling, données inédites). Le petit nudibranche déjà mentionné, *Onchidoris muricata*, qui se nourrit de *M. membranacea* en Nouvelle-Écosse, atteint, en saison, de fortes densités de population, mais semble lui aussi avoir un impact minime sur sa proie introduite (A.S. Chapman et R.E. Scheibling, observations personnelles).

Remplacement des laminaires par *Codium*

Une étude menée sur le littoral sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (environ 100 km en ligne droite de Halifax à Port Medway), à la fin de 2000, a révélé la présence de prairies denses de *C. fragile* dans toute la baie Mahone et dans la baie St. Margarets toute proche, ce qui permet de penser qu'il s'agit là de l'épicentre de l'invasion de *Codium* (R.E. Scheibling et T. Balch, données inédites; voir figure 1). Les densités de l'algue baissaient au-delà de ces grandes baies, particulièrement en direction du port de Halifax, vers l'est. La dispersion de *Codium* par des propagules planctoniques microscopiques ou par la dérive de fragments végétatifs macroscopiques (Carlton et Scanlon, 1985) peut être régie par l'écoulement résiduel vers le Sud-ouest du courant côtier. Le régime spatial de répartition et d'abondance de *Codium* dans son aire du Sud-ouest de la Nouvelle-Écosse en 2000 correspond au schéma temporel observé à l'île Little Duck dans les années 1990, c'est-à-dire à une séquence chronologique d'invasion et de changement dans la communauté. Seules quelques laminaires éparses ont été observées dans les prairies de *Codium*; les lambeaux des bancs de laminaires qui restent près des limites de la zone d'étude ou dans des endroits fortement battus étaient généralement encroûtés par *M. membranacea*. *Codium* s'est aussi établi dans le détroit de Northumberland, le long de la côte Nord de la Nouvelle-Écosse (Garbary *et al.*, 1997) et du Nouveau-Brunswick (Milewski et Chapman, 2002), et dans les cuvettes à marée près de l'embouchure de la baie St. Margarets (R.E. Scheibling, données inédites).

Les changements occasionnés dans l'habitat par les peuplements denses de *Codium* (par exemple la modification de la structure biogénique, de l'écoulement de l'eau, de la pénétration de la lumière ou du taux de sédimentation) vont probablement modifier les assemblages benthiques d'invertébrés et de poissons. À l'île Little Duck, Scheibling *et al.* (données inédites) ont observé une hausse marquée de la sédimentation et des baisses concomitantes de l'effectif des espèces de petite taille, cryptiques et sédentaires (par exemple les patelles, les chitons et les ophiures) pendant la transition des bancs de laminaires ou des étendues dénudées aux

prairies de *Codium*. De tels changements dans l'habitat et les populations de proies pourraient avoir des effets marqués de cascade, sur les plans écologique et économique, sur des espèces plus grandes et plus importantes comme les poissons, le homard et les oursins, pour qui les laminaires représentent un aliment, un habitat ou une zone de grossissement.

Les travaux futurs devraient porter sur les facteurs biologiques et physiques qui influent sur l'établissement et la propagation de *M. membranacea* et de *Codium*, comme les mécanismes de reproduction et de dispersion et le potentiel de limitation par la prédation ou le broutage (Chapman, 1999). D'autres recherches sont aussi nécessaires sur les causes des poussées de *Paramoeba invadens*. Toutefois, étant donné le caractère aléatoire de l'apparition de cette maladie et la complexité des interactions entre les espèces indigènes et envahissantes (Scheibling, 2000), il semble peu probable que l'on puisse prédire la dynamique d'une communauté à une échelle écologique et économique pertinente. Nous sommes peut-être en présence d'un système qui, perturbé par des siècles de surpêche de gros poissons et d'invertébrés prédateurs (Pringle *et al.* 1982), est devenu de plus en plus vulnérable à d'autres perturbations, comme l'introduction des espèces envahissantes. Le long de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse, les récentes invasions multiples semblent agir en synergie pour amener le système à un nouvel état dans lequel *Codium* remplace les laminaires en tant que macrophyte dominant. L'évaluation des modifications survenues dans la structure et la fonction de l'écosystème infralittoral rocheux, et de la stabilité de l'état de dominance de *Codium*, présente de nouveaux défis aux chercheurs.

Protection des eaux côtières contre les espèces envahissantes

Il n'existe actuellement aucun texte législatif fédéral régissant l'introduction et le transfert des organismes aquatiques — et encore moins marins — au Canada. Par contre, diverses politiques et lignes directrices internationales, nationales et provinciales (qui ne sont pas assorties d'un pouvoir de sanction en cas de non-conformité) traitent principalement de l'introduction intentionnelle d'organismes aquatiques dans les eaux canadiennes, généralement dans un but d'exploitation économique. Ainsi, le ministère fédéral des Pêches et des Océans, dans son Code national sur l'introduction et le transfert des organismes aquatiques (MPO, 2002), justifie la nécessité d'un code national par une hausse de la demande d'introduction ou de transfert de poissons en vue de « restaurer ses stocks, d'augmenter les occasions de pêche et d'étendre les programmes de mise en valeur, [...] et pour obtenir de nouvelles espèces d'élevage afin de diversifier les activités [de l'aquaculture] ». Les milieux aquatiques sont considérés avant tout comme des « habitats » qui abritent des ressources économiques plutôt que comme des écosystèmes présentant une valeur intrinsèque, indépendamment de l'utilisation qu'en font les humains. En conséquence, tous les principes directeurs, recommandations et évaluations sont présentés dans le contexte de l'exploitation actuelle et future de ces ressources.

Le Canada a ratifié en 1992 la Convention des Nations Unies sur la diversité biologique, et s'est donc engagé à empêcher d'introduire, à contrôler ou à éradiquer les espèces exotiques qui menacent des écosystèmes, des habitats ou des espèces (article 8 h) de la Convention). L'Union mondiale pour la nature considère les espèces envahissantes comme la deuxième principale menace pour la biodiversité à l'échelle de la planète, après la destruction de l'habitat (Glowka *et al.*, 1994). Toutes les lignes directrices et les politiques traitant de la prévention, de la gestion et de l'éradication des espèces exotiques dans les écosystèmes naturels devraient donc donner la priorité à la protection de la biodiversité et traiter aussi bien des introductions accidentelles qu'intentionnelles.

Les recommandations internationales existantes sur les « pratiques exemplaires », présentées par le Programme mondial sur les espèces envahissantes, préconisent la surveillance des habitats côtiers pour favoriser la détection rapide des envahisseurs potentiels, des procédures d'évaluation des risques pour identifier les prochains ravageurs prévisibles ainsi que des mesures d'éradication et de contrôle aux endroits où des invasions ont déjà eu lieu. En général, la stratégie à retenir de préférence est la prévention des invasions, partout où cela est possible.

Malgré les progrès réalisés à l'échelle internationale dans ce dossier, la priorisation de la protection de la biodiversité au Canada est compromise par les facteurs socio-économiques, entre autres, et va probablement continuer à l'être. Par exemple, les eaux de lest constituent un des principaux vecteurs d'espèces exotiques, avec les effets écologiques qui leur sont associés (Carlton et Geller, 1993; Lavoie *et al.*, 1999; Ruiz *et al.*, 2000). Les lignes directrices canadiennes sur la gestion des eaux de lest[4] visent à mettre en œuvre les recommandations formulées par l'Organisation maritime internationale, mais comportent diverses exceptions qui tiennent compte des problèmes de sécurité et, en dernière analyse, des facteurs économiques. Ces lignes directrices doivent être considérées comme un pas dans la bonne direction. Elles doivent toutefois être ouvertes aux changements en fonction des données scientifiques accumulées, et évoluer vers la mise en œuvre, à titre prioritaire, du principe de protection de la biodiversité.

4. Voir http://www.tc.gc.ca/securitemaritime/tp/tp13617/tp13617f.htm

De même, la procédure d'évaluation des demandes d'introduction intentionnelle ou de transfert d'organismes dans les systèmes aquatiques (ce que couvre le Code national) doit faire appel à une évaluation scientifique indépendante, basée sur une recherche originale, avant que toute autorisation soit accordée. Cependant, comme le montre l'invasion de *Codium* dans l'Atlantique Nord-Ouest, il peut être impossible, même si l'on connaît très bien la biologie et l'écologie d'un organisme envahissant dans son habitat indigène (ou dans un habitat déjà envahi), de prédire son impact dans un nouvel environnement. Le succès de l'invasion et l'impact dépendent des qualités respectives de l'espèce exotique et de la communauté indigène réceptrice, des modes et des rythmes d'introduction, et des conditions du milieu physique. Des décisions sensées ne peuvent être prises qu'au cas par cas, appuyées sur des données scientifiques locales, et inscrites dans le cadre de l'application du principe de prudence.

Remerciements

Nous souhaitons remercier Jim Carlton qui nous a fourni son manuscrit inédit sur les invasions fauniques dans la région de l'Atlantique Nord-Ouest, et Inger Wallentinus pour ses données inédites sur les algues envahissantes dans l'hémisphère Nord. David Garbary nous a aimablement fait part de ses données inédites sur la répartition de *Codium fragile*, principalement dans le golfe du Saint-Laurent, qui ont complété nos propres données. Glyn Sharp nous a présenté son analyse et des informations sur l'exploitation commerciale des algues dans l'Atlantique canadien, et Derek Davis nous a donné des conseils précieux dans le dossier des invertébrés marins envahisseurs. Nous les remercions tous pour leur aide, et nous sommes reconnaissants à un relecteur independant pour ses commentaires constructifs.

Références

Albrecht, A.S. 1998. Soft bottom versus hard rock: community ecology of macroalgae on intertidal mussel beds in the Wadden Sea. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 229:85–109.

Alpine, A.E.; Cloern, J.E. 1992. Trophic interactions and direct physical effects control phytoplankton biomass and production in an estuary. Limnol. Oceanogr. 37:946–955.

Barker, K.M.; Chapman, A.R.O. 1990. Feeding preferences of periwinkles among four species of *Fucus*. Mar. Biol. 106:113–118.

Bequaert, J. 1943. The genus *Littorina* in the western Atlantic. Johnsonia 1:1–28.

Berman, J.; Harris, L.; Lambert, W.; Buttrick, M.; Dufresne, M. 1992. Recent invasions of the Gulf of Maine: three contrasting ecological histories. Conserv. Biol. 6:435–442.

Bertness, M.D. 1984. Habitat and community modification by an introduced herbivorous snail. Ecology 65:370–381.

Bertness, M.D. 1985. Fiddler crab regulation of *Spartina alterniflora* production on a New England salt marsh. Ecology 66:1042–1055.

Bird, C.J.; Dadswell, M.J.; Grund, D.W. 1993. First record of the potential nuisance alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (Chlorophyta, Caulerpales) in Atlantic Canada. Proc. N.S. Inst. Sci. 40:11–17.

Bird, C.J.; Edelstein, T. 1978. Investigations of the marine algae of Nova Scotia XIV. *Colpomenia peregrina* SAUV. (Phaeophyta: Scytosiphonaceae). Proc. N.S. Inst. Sci. 28:181–187.

Blackler, H. 1964. Some observations on the genus *Colpomenia* (Endlicher) Derbes et Solier 1851. Proc. Int. Seaweed Symp. 4:50–54.

Bleakney, J.S.; Mustard, M.E. 1974. Sponges of the Minas Basin, Nova Scotia. Can. Field-Nat. 88:93–95.

Carlton, J.T. 1992. Introduced marine and estuarine molluscs of North America: an end-of-the-20th-century perspective. J. Shellfish Res. 11:489–505.

Carlton, J.T. 2000. Marine bioinvasions of the northwestern Atlantic Ocean: introduced and cryptogenic species from the Bay of Fundy to Long Island Sound. Manuscrit inédit disponible auprès de James Carlton, Maritime Studies Program, Williams College, Mystic Seaport, Mystic, CT.

Carlton, J.T.; Geller, J.B. 1993. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. Science 261:78–82.

Carlton J.T.; Scanlon, J.A. 1985. Progression and dispersal of an introduced alga: *Codium fragile* spp. *tomentosoides* (Chlorophyta) in New England. Phycologia 11:67–70.

Chapman, A.R.O. 1981. Stability of sea urchin dominated barren grounds following destructive grazing of kelp in St. Margaret's Bay, eastern Canada. Mar. Biol. 62:307–311.

Chapman, A.R.O. 1986. Population and community ecology of seaweeds. Adv. Mar. Biol. 23:1–161.

Chapman, A.R.O. 1995. Functional ecology of fucoid algae: twenty-three years of progress. Phycologia 34:1–32.

Chapman, A.R.O.; Craigie, J.S. 1977. Seasonal growth of *Laminaria longicruris*: relations with dissolved inorganic nutrients and internal reserves of nitrogen. Mar. Biol. 40:197–205.

Chapman, A.R.O.; Johnson, C.R. 1990. Disturbance and organization of macroalgal assemblages in the northwest Atlantic. Hydrobiologia 192:77–121.

Chapman, A.S. 1999. From introduced species to invader: what determines variation in the success of *Codium*

fragile ssp. *tomentosoides* (Chlorophyta) in the North Atlantic Ocean? Helgoländer Meeresunters. 52:277–289.

Dale, M. 1982. Phytosociological structure of seaweed communities and the invasion of *Fucus serratus* in Nova Scotia. Can. J. Bot. 60:2652–2658.

Davis, D.S.; Browne, S. 1996. The Natural History of Nova Scotia. Vol. 1: Topics and habitats. Nova Scotia Museum, Halifax, NS. 518 p.

Devinny, J.S.; Volse, L.A. 1978. Effects of sediments on the development of *Macrocystis pyrifera* gametophytes. Mar. Biol. 48:343–348.

Dixon, J.; Schroeter, S.C.; Kastendiek, J. 1981. Effects of the encrusting bryozoan, *Membranipora membranacea*, on the loss of blades and fronds by the giant kelp, *Macrocystis pyrifera* (Laminariales). J. Phycol. 17:341–345.

Elner, R. 1981. Diet of green crab, *Carcinus maenas* (L.) from Port Hebert, southwestern Nova Scotia. J. Shellfish Res. 1:89–94.

Elner, R.W. 1977. The predatory behaviour of *Carcinus maenas* (L.). PhD thesis, University College of North Wales [maintenant University of Wales], Bangor, UK. 91 p.

Elner, R.W.; Vadas, R.L.S. 1990. Inference in ecology: the sea urchin phenomenon in the northwestern Atlantic. Am. Nat. 136:108–125.

Fenical, W. 1975. Halogenation in the Rhodophyta—a review. J. Phycol. 11:245–259.

Fralick, R.A.; Mathieson, A.C. 1972. Winter fragmentation of *Codium fragile* (Suringar) Hariot ssp. *tomentosoides* (van Goor) Silva (Chlorophyceae, Siphonales) in New England. Phycologia 11:67–70.

Garbary, D.J.; Vandermeulen, H.; Kim, K.Y. 1997. *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (Chlorophyta) invades the Gulf of St. Lawrence, Atlantic Canada. Bot. Mar. 40:537–540.

Glowka, L.; Burhenne-Guilmin, F.; Synge, H. 1994. Guide de la Convention sur la diversité biologique. UICN (Union mondiale pour la nature), Gland, Suisse.193 p.

Glude, J.B. 1955. The effects of temperature and predators on the abundance of the soft-shell clam, *Mya arenaria*, in New England. Trans. Am. Fish. Soc. 84:13–26.

Gould, A.A. 1841. Report on the Invertebrata of Massachusetts, comprising the Mollusca, Crustacea, Annelida and Radiata. Folsom, Wells, and Thurston, Cambridge, UK. 373 p.

Greve, W. 1993. German Bight ecosystem responses to the invasion of a siphonophore. ICES, Copenhagen, Denmark. 7 p.

Grosholz, E.D.; Ruiz, G.M. 1996. Predicting the impact of introduced marine species: lessons from the multiple invasions of the European green crab *Carcinus maenas*. Biol. Conserv. 78:59–66.

Grosholz, E.D.; Ruiz, G.M.; Dean, C.A.; Shirley, K.A.; Maron, J.L.; Connors, P.G. 2000. The impacts of a nonindigenous marine predator in a California bay. Ecology 81:1206–1224.

Harvey, W.H. 1853. Nereis Boreali Americana. Part II. Rhodospermae. Smithson. Contrib. Knowl. 5:1–258.

Hay, M.E.; Duffy, J.E.; Fenical, W. 1990. Host-plant specialization decreases predation on a marine amphipod: a herbivore in plant's clothing. Ecology 71: 733–743.

Hurd, C.L.; Durante, K.M.; Chia, F.S.; Harrison, P.J. 1994. Effect of bryozoan colonization on inorganic nitrogen acquisition by the kelps *Agarum fimbriatum* and *Macrocystis integrifolia*. Mar. Biol. 121:167–173.

Jellett, J.F.; Novitsky, J.; Cantley, J.; Scheibling, R.E. 1989. Non-occurrence of *Paramoeba invadens* in the water column and sediments off Halifax, Nova Scotia. Mar. Ecol. Prog. Ser. 56:205–209.

Jellett, J.F.; Scheibling, R.E. 1988. Effect of temperature and food concentration on the growth of *Paramoeba invadens* (Amoebida: Paramoebidae) in monoxenic culture. Appl. Environ. Microbiol. 54:1848–1854.

Jones, G.M. 1985. *Paramoeba invadens* n. sp. (Amoebida, Paramoebidae) a pathogenic amoeba from the sea urchin, *Strongylocentotus droebachiensis*, in eastern Canada. J. Protozool. 32:564–569.

Jones, G.M.; Hebda, A.J.; Scheibling, R.E.; Miller, R.J. 1985. Histopathology of the disease causing mass mortality of sea urchins (*Strongylocentotus droebachiensis*) in Nova Scotia. J. Invertbr. Pathol. 45:260–271.

Jones, G.M.; Scheibling, R.E. 1985. *Paramoeba* sp. (Amoebida, Paramoebidae) as the possible causative agent of sea urchin mass mortality off Nova Scotia. J. Parasitol. 71:559–565.

Lambert, W.J.; Levin, P.S.; Berman, J. 1992. Changes in the structure of a New England (USA) kelp bed: the effects of an introduced species? Mar. Ecol. Prog. Ser. 88:303–307.

Lavoie, D.; Smith, L.; Ruiz, G. 1999. The potential for intercoastal transfer of nonindigenous species in ballast water of ships. Estuar. Coast. Shelf Sci. 48:551–564.

Lodge, D.M. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. Trends Ecol. Evol. 8:133–137.

Lubchenco, J. 1978. Plant species diversity in a marine intertidal community: importance of herbivore food preferences and algal competitive abilities. Am. Nat.112: 23–29.

Lubchenco, J. 1980. Algal zonation in the New England rocky intertidal community: an experimental analysis. Ecology 61:333–344.

Lubchenco, J. 1982. Effects of grazers and algal competitors on fucoid colonization in tide pools. J. Phycol. 18:544–550.

Lubchenco, J. 1983. *Littorina* and *Fucus*: effects of herbivores, substratum heterogeneity, and plant escapes during succession. Ecology 64:1116–1123.

Lubchenco, J. 1986. Relative importance of competition and predation: early colonization by seaweeds. Pages 537–555 *in* J. Diamond and T.J. Case, eds. Community ecology. Harper and Row, New York, NY.

Lubchenco, J.; Menge, B.A. 1978. Community development and persistence in a low rocky intertidal zone. Ecol. Monogr. 59:67–94.

Mauchline, J. 1980. The biology of mysids. Adv. Mar. Biol. 18:3–369.

McCook, L.J.; Chapman, A.R.O. 1993. Community succession following massive ice-scour on a rocky intertidal shore: recruitment, competition and predation during early, primary succession. Mar. Biol. 115:565–575.

McCook, L.J.; Chapman, A.R.O. 1997. Patterns and variations in natural succession following massive ice-scour of a rocky intertidal seashore. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 214:121–147.

McLachlan, J.; Chen, L.C.-M.; Edelstein, T. 1969. Distribution and life history of *Bonnemaisonia hamifera* Hariot. Pages 245–249 *in* R. Margalef, ed. Proceedings of the 6th International Seaweed Symposium. Subsecretaria de la Marina mercante, Madrid.

Meidel, S.K.; Scheibling, R.E. 2001. Variation in egg spawning among subpopulations of sea urchins (*Strongylocentrotus droebachiensis*): a theoretical approach. Mar. Ecol. Prog. Ser. 213:97–110.

Menge, B.A.; Lubchenco, J. 1981. Community organization in temperate and tropical intertidal habitats: prey refuges in relation to consumer pressure gradients. Ecol. Monogr. 51:429–450.

Menge, B.A.; Sutherland, J.P. 1987. Community regulation: variation in disturbance, competition, and predation in relation to environmental stress and recruitment. Am. Nat. 130:730–757.

Milewski, I.; Chapman, A.S. 2002. Oysters in New Brunswick, more than a harvestable resource. Conservation Council of New Brunswick, Fredericton, NB. 57 p.

Miller, R.J. 1985. Succession in sea urchin and seaweed abundance in Nova Scotia, Canada. Mar. Biol. 84:275–286.

Molina, X.; Cancino, J.M.; Montecino, V. 1991. Cambios en los pigmentos fotosintetizadores de *Gelidium rex* (Rhodophyta) inducidos por el epibionte *Membranipora tuberculata* (Bryozoa). Rev. Chil. Hist. Nat. 61:289–297.

[MPO] Ministère des Pêches et des Océans du Canada. 1998. Pêches commerciales de la côte atlantique, par région, 1999. Canada — Information sur les débarquements — page Web. http://www.ncr.dfo.ca/communic/statistics/landings/1999aqf.htm

[MPO] Ministère des Pêches et des Océans du Canada. 2002. Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques [imprimé et en ligne]. Ottawa (Ont.). http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/OAS/aquaculture/nationalcode/codedefault_f.htm

Nestler, E.C.; Harris, L.G. 1994. The importance of omnivory in *Strongylocentrotus droebachiensis* (Müller) in the Gulf of Maine. Pages 813–818 *in* B. David, A. Guille, J.-P. Feral, and M. Roux, eds. Echinoderms through time. A.A. Balkema, Rotterdam, The Netherlands.

Novaczek, I.; McLachlan, J. 1989. Investigation of the marine algae of Nova Scotia XVII. Vertical and geographical distribution of marine algae on rocky shores of the Maritime Provinces. Proc. N.S. Inst. Sci. 38:91–143.

Parke, M.; Dixon, P.S. 1976. Check-list of British marine algae–third revision. J. Mar. Biol. Assoc. UK 56:527–594.

Parker, T.; Chapman, A.R.O. 1994. Separating the grazing effects of periwinkles and amphipods on a seaweed community dominated by *Fucus distichus*. Ophelia 39:75–91.

Parker, T.; Johnson, C.; Chapman, A.R.O. 1993. Gammarid amphipods and littorinid snails have significant but different effects on algal succession in littoral fringe tidepools. Ophelia 38:69–88.

Prince, J.S.; LeBlanc, W.G. 1992. Comparative feeding preference of *Strongylocentotus droebachiensis* (Echinoidea) for the invasive seaweed *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (Chlorophyceae) and four other seaweeds. Mar. Biol. 113:159–163.

Pringle, J.D.; Sharp, G.J.; Caddy, J.F. 1982. Interactions in kelp bed ecosystems in the northwest Atlantic: review of a workshop. Pages 108–115 *in* M.C. Mercer ed. Multispecies approaches to fisheries management advice. National Research Council Press, Ottawa, Canada. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 59.

Rangeley, R.W.; Thomas, M.L.H. 1987. Predatory behaviour of juvenile shore crab *Carcinus maenas* (L.). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 108:191–197.

Reid, D.G. 1996. Systematics and evolution of *Littorina*. The Ray Society, Andover, Hampshire, UK. 463 p.

Reise, K. 1985. Tidal flat ecology. Springer-Verlag, Berlin. 191 p.

Reusch, T.B.H.; Williams, S.L. 1999. Macrophyte canopy structure and the success of an invasive marine bivalve. Oikos 84:398–416.

Ribera, M.A.; Boudouresque, C.-F. 1995. Introduced marine plants, with special reference to macroalgae: mechanisms and impact. Prog. Phycol. Res. 11:217–268.

Rivest, B.; Coyer, J.; Tyler, S. 1999.The first known invasion of a free-living marine flatworm. Biol. Invasions 1:393–394.

Ropes, J.W. 1968. The feeding habits of the green crab, *Carcinus maenas* (L.). Fish. Bull. (US Fish Wildlife Serv.) 67:183–203.

Scheibling, R.E. 2000. Species invasions and community change threaten the sea urchin fishery in Nova Scotia [en ligne]. The Workshop on the Coordination of Green Sea Urchin Research in Atlantic Canada. Fishery. Session V. Moncton, NB. http://crdpm.cus.ca/OURSIN/PDF/SCHEIB.PDF

Scheibling, R.E.; Anthony, S.X. 2001. Feeding, growth and reproduction of sea urchins (*Strongylocentrotus droebachiensis*) on single and mixed diets of kelp (*Laminaria* spp.) and the invasive alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*. Mar. Biol. 139:139–146.

Scheibling, R.E.; Hennigar, A.W. 1997. Recurrent outbreaks of disease in sea urchins *Strongylocentrotus droebachiensis* in Nova Scotia: evidence for a link with large-scale meteorologic and oceanographic events. Mar. Ecol. Prog. Ser. 152:155–165.

Scheibling, R.E.; Hennigar, A.W.; Balch, T. 1999. Destructive grazing, epiphytism, and disease: the dynamics of sea urchin-kelp interactions in Nova Scotia. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56:2300–2314.

Schwaninger, H.R. 1999. Population structure of the widely dispersing marine bryozoan *Membranipora membranacea* (Cheilostomata): implications for population history, biogeography, and taxonomy. Mar. Biol. 135:411–423.

Sharp, G.J.; Tetu, C.; Semple, R.; Jones, D. 1993. Recent changes in the seaweed community of western Prince Edward Island: implications for the seaweed industry. Hydrobiologia 260/261:291–296.

South, G.R. 1984. A checklist of marine algae of eastern Canada, second revision. Can. J. Bot. 62:680–704.

Stachowicz, J.J.; Whitlatch, R.B.; Osman, R.W. 1999. Species diversity and invasion resistance in a marine ecosystem. Science 286:1577–1579.

Steneck, R.S.; Wahle, R.E.; Incze, L.S. 2001. Potential slowdown in lobster landings [en ligne]. Déclaration conjointe. <http://www.penbay.org/lobstersless.html>.

Trowbridge, C.D. 1998. Ecology of the green macroalga *Codium fragile* (Suringar) Hariot 1889: invasive and non-subspecies. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 36:1–64.

Villalard-Bohnsack, M.L. 1998. Non-indigenous benthic algal species introduced to the northeastern coast of North America. Pages 130–131 *in* J.R. Sears, ed. NEAS Keys to the benthic marine algae of the northeastern coast of North America from Long Island Sound to the Strait of Belle Isle. North East Algal Society, Dartmouth, MA.

Wallentinus, I. 1992. Introductions and transfer of plants. Manuscrit inédit. Disponible auprès de Inger Wallentinus, département de Botanique marine, Université de Göteborg, Göteborg, Suède.

Wolk, C.P. 1968. Role of bromine in the formation of the refractive inclusions of the vesicle cells of the Bonnemaisoniaceae (Rhodophyta). Planta 78:371–378.

Worm, B.; Chapman, A.R.O. 1998. Relative effects of elevated grazing pressure and competition from a red algal turf on two post-settlement stages of *Fucus evanesoens* C. Ag. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 220:247–268.

Annexe

Invertébrés benthiques exotiques de l'Atlantique canadien (présentés par phylum)[a]

Nom scientifique et nom commun[b]	Année(s) ou siècle d'introduction	Origine	Mécanisme d'introduction	Abondance/ importance écologique	Référence pour l'Atlantique canadien
Porifera (éponges)					
Halichondria bowerbanki Burton	XIX[e] s. (Long Island, NY) 1974 (Ninas Basin, N.-É.)	Europe	Inconnu	Salissure localement abondante	Bleakney et Mustard, 1974
Platyhelminthes (vers plats)					
Convoluta convoluta (Abildgaard)	1995	Europe	Probablement eau de lest	Abondant sur les substrats algaux dans la frange infralittorale, p. ex. fucales et laminaires	Rivest *et al.*

(à suivre)

Annexe (suite et fin)

Nom scientifique et nom commun[b]	Année(s) ou siècle d'introduction	Origine	Mécanisme d'introduction	Abondance/ importance écologique	Référence pour l'Atlantique canadien
Mollusca (mollusques)					
Littorina littorea (L.), bigorneau	~1840	Europe	Rejet délibéré de lest solide	Important herbivore/ omnivore des côtes rocheuses, des marais et des battures	Carlton, 1992; Reid, 1996
Myosotella myosotis (Draparnaud), gastropode	XVIII–XIX[e] s.	Europe	Lest solide?	Inconnu	Gould, 1841 (réf. à *Auricula myosotis*)
Argopecten irradians (Lamarck), pétoncle de baie	1982	Côte Est des É.-U.	Rejet délibéré près de l'Î.-P.-É.	Quelques populations acclimatées	Clare Carver, Mallet Research Services Ltd., comm. pers.[c]
Ostrea edulis L., huître plate	Au moins les années 1980, peut-être les années 1960	Europe	Aquaculture	Seuls quelques individus évadés des ostréicultures survivent dans la nature	Carlton, 1992
Arthropoda (arthropodes)					
Carcinus maenas (L.), crabe vert	Années 1950	Europe (via la côte atlantique des É.-U., XIX[e] s.)	D'Europe aux É.-U. : marine marchande; puis expansion de l'aire vers l'Atlantique canadien (baie de Fundy, N.-É. atlantique, golfe du Saint-Laurent, île du Cap-Breton)	Carnivore/omnivore localement important qui affecte les densités de bivalves indigènes	Glude, 1955
Praunus flexuosus (Müller), mysis	Années 1960	Europe (via la Nouvelle-Angleterre)	D'Europe aux É.-U. : eau de lest; puis expansion de l'aire en N.-É.	Localement abondante dans les marais salés	Mauchline, 1980
Corophium volutator Pallas	XVIII–XIX[e] s.	Europe	Salissures des coques ou lest solide	Principale nourriture des oiseaux de rivage dans la baie de Fundy	Kindle, 1916
Bryozoa (bryozoaires)					
Membranipora membranacea (L.)	Années 1990	Europe	Eau de lest	Grave encroûtement des macrophytes, surtout les laminaires, causant le bris des lames et la défoliation	Lambert *et al.*, 1992; Scheibling *et al.*, 1999
Chordata (chordés)					
Styela clava Herdman, ascidie plissée	Années 1970 (côte Est des É.-U.) 1998 (Î.-P.-É.)	Asie via l'Europe	Salissures des coques	Salissures dans les conchyliculture à l'Î.-P.-É.	Carlton, 2000, ms inédit
Botryllus schlosseri (Pallas)	XIX[e] s. (côte Est des É.-U., puis N.-É.)	Europe; peut-être océan Pacifique	Salissures des coques puis expansion probable de l'aire	Salissures sur la végétation benthique	Carlton, 2000, ms inédit

Source : D'après la recension de Carlton, 2000, manuscrit inédit.

[a] N.-É. = Nouvelle-Écosse, Î.-P.-É. = Île-du-Prince-Édouard, É.-U. = États-Unis.

[b] S'il existe.

[c] 4 Columbo Drive, Dartmouth (N.-É.), Canada B2X 3H3.

Troisième partie Études de cas

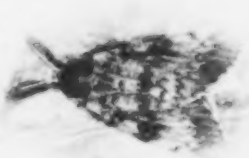
Au Canada, la question des espèces exotiques envahissantes est une mosaïque d'expériences individuelles. Les variations sont nombreuses dans le délai de réaction après l'introduction de l'espèce, dans la perception ou la documentation de ses effets, dans l'intervention des pouvoirs publics et d'autres aspects. Les articles qui forment cette partie portent sur des espèces ou des groupes d'espèces appartenant à différents taxons et vivant dans différents habitats : une plante aquatique, un insecte forestier, un poisson d'eau douce, un crabe des eaux côtières et un groupe de mollusques d'eau douce. Collectivement, ces espèces ou groupes d'espèces (formant un cas) couvrent un vaste spectre à bien des égards : vecteurs et voies d'entrée; nature intentionnelle ou accidentelle de l'introduction et de la dissémination; degré des effets économiques et environnementaux; méthodes de recherche, mesures correctives et politiques. Mais ces cas mettent tous en lumière des lacunes dans les connaissances, le manque de coordination et de communication à l'échelle nationale entre les organismes intéressés ainsi que des ambiguïtés dans la réglementation.

Le cabomba de Caroline, une plante aquatique originaire des régions néotropicales et méridionales tempérées de l'Amérique du Nord et du Sud, a été récemment découvert dans un lac de l'Ontario. Il peut avoir des effets négatifs sur les écosystèmes des lacs et pourrait se propager et s'établir dans d'autres lacs et dans les cours d'eau de cette province. Divers intervenants de la région ont réagi, mais indépendamment les uns des autres. Cette étude de cas illustre l'absence de plan d'intervention national permettant d'éradiquer une espèce introduite quand c'est encore possible. À l'autre extrémité du spectre, la spongieuse, une espèce introduite accidentellement qui produit un important impact, a reçu une attention considérable de la part des scientifiques et du public. Les mesures réactives et proactives qui ont été prises à grands frais ont donné des résultats décevants. La spongieuse sévit dans différentes régions écologiques et dans différentes parties du pays; faute de politiques harmonisées, on n'est pas parvenu à assurer une gestion proactive du problème. Cette étude de cas fait ressortir la nécessité d'appliquer des politiques qu'on peut adapter au fur et à mesure de l'évolution des connaissances.

La tanche, un poisson d'origine européenne qu'on a introduit sciemment au Québec, s'est échappé récemment dans la rivière Richelieu, où il forme désormais une population viable. Or, il pourrait mettre en péril un poisson indigène rare et menacé à l'échelle mondiale, le chevalier cuivré. Les organismes gouvernementaux compétents auraient facilement pu prévenir l'établissement de la tanche s'ils avaient communiqué plus efficacement entre eux et s'ils avaient clarifié et fait appliquer rigoureusement la réglementation en place. Les circonstances sont très différentes dans le cas du crabe vert, d'origine méditerranéenne, qui aurait été introduit accidentellement dans les eaux des côtes atlantique et pacifique du Canada. Ces dernières années, des organismes publics de diverses régions, depuis la Californie jusqu'à la Colombie-Britannique, ont diffusé à un vaste public de l'information sur la façon d'identifier l'espèce et ont demandé que toute observation soit signalée. Depuis, ils reçoivent fréquemment des rapports de pêcheurs et d'autres citoyens. Toutefois, le manque de données sur les conditions de l'écosystème d'accueil avant l'introduction du crabe vert et de suivi ultérieur de ces conditions a empêché d'évaluer pleinement les répercussions de l'envahisseur. Dès lors, il est difficile de mettre en œuvre les mesures de lutte qui conviennent.

La dernière étude de cas porte sur la prévision des facteurs qui feront qu'une espèce exotique en particulier pourra devenir envahissante. En ce qui a trait aux mollusques non indigènes, les plus envahissants et dévastateurs sont ceux qui ont une durée de vie relativement courte (de deux à quatre ans) et une grande fécondité, dont les stades biologiques présentent une large plage de tolérance écologique et physiologique et auxquels sont associés divers vecteurs de dispersion. Il est important de réaliser des études de ce genre pour améliorer les pratiques de gestion et de prévention.

La spongieuse au Canada : étude de cas d'un insecte envahissant



Vince G. Nealis

La spongieuse (*Lymantria dispar* (L.)) est un insecte indigène d'Eurasie qui ravage les feuillus, notamment les chênes (*Quercus* spp.). Les populations de la spongieuse pullulent périodiquement et atteignent des densités locales très élevées, provoquant une défoliation grave de leurs hôtes de prédilection (Elkinton et Liebhold, 1990). Dans son aire de répartition naturelle, la spongieuse présente des caractères biologiques très variables. Les différences géographiques dans l'aptitude au vol des femelles adultes et la gamme d'essences hôtes dévorées par les larves sont les variations les plus importantes du cycle vital de ce ravageur qui influent sur sa capacité d'envahissement. Les papillons femelles de la race européenne sont incapables de voler, tandis que ceux de la race asiatique sont de bons voiliers. Dans leur aire de répartition, les larves de la spongieuse s'alimentent sur une grande variété d'arbres hôtes, le plus souvent des feuillus. Toutefois la race asiatique dévore également des essences résineuses; elle est donc beaucoup plus préoccupante pour le Canada que les populations européennes de ce ravageur.

En 1869, des spécimens d'une race européenne de la spongieuse se sont échappés accidentellement d'un laboratoire situé non loin de Boston, au Massachusetts. Depuis lors, ce ravageur s'est propagé et s'est établi dans les forêts tempérées de l'Est de l'Amérique du Nord, situées entre 36° et 47° de latitude Nord, et depuis la côte de l'Atlantique jusqu'au bassin des Grands Lacs, jusqu'à 90° de longitude Ouest. Pendant cette même période, des spécimens de la race européenne et asiatique ont été interceptés à plusieurs reprises dans l'Ouest de l'Amérique du Nord, mais, à ce jour (2000), ni l'une ni l'autre n'y est considérée comme établie.

L'étude du cas de la spongieuse en Amérique du Nord est riche en enseignements. Les problèmes causés par ce ravageur envahissant ont donné lieu à de nombreuses réactions, bien documentées, de la part du secteur public et de la communauté scientifique dont on peut s'inspirer pour gérer les milieux à l'échelle locale et nationale du village planétaire. Les données scientifiques sur la spongieuse sont probablement aussi complètes que celles sur tout autre insecte forestier ravageur. La politique gouvernementale sur la lutte contre la spongieuse a oscillé entre le laisser-aller et d'énergiques mesures d'atténuation, lesquelles ont entraîné des coûts considérables pour l'État et, parfois même, des conséquences néfastes sur l'environnement. On peut comparer les mesures prises aux États-Unis et au Canada de points de vue historiques et législatifs distincts. Dans le contexte de l'étude du cas de ce ravageur au Canada, nous pouvons examiner les répercussions de l'établissement et de la propagation de cette espèce exotique dans l'Est du pays et analyser la faisabilité et les avantages d'avoir recours à des mesures antiparasitaires nationales et régionales coordonnées pour garder des régions exemptes de la spongieuse. Le présent article met en relief l'histoire et l'état des populations d'origine européenne de la spongieuse qui sont maintenant établies à grande échelle dans l'Est de l'Amérique du Nord et qui menacent d'agrandir leur aire de répartition. Les organismes de réglementation désignent maintenant cette race européenne sous le nom de spongieuse nord-américaine qui n'en reste pas moins une espèce exotique. Cependant, les questions examinées ici concernent tout autant la race asiatique de la spongieuse.

Caractéristiques d'un envahisseur

La spongieuse présente plusieurs caractéristiques biologiques et écologiques qui facilitent l'invasion de nouveaux territoires. Elle a une vaste aire de répartition naturelle qui offre de nombreuses sources éventuelles d'introduction. De plus, elle tolère un large éventail de conditions climatiques et se nourrit de nombreuses essences forestières. Par conséquent, les probabilités de persistance de la spongieuse sont très élevées dans les forêts tempérées du monde entier. La biologie de la reproduction de la spongieuse favorise également la colonisation. Une femelle adulte peut pondre plus de 1 000 œufs dans une seule masse et peut donc donner naissance à une population d'une taille appréciable.

Le plus grand handicap de la spongieuse comme espèce envahissante est sa difficulté à se disperser sur de grandes distances. Le papillon femelle adulte de la race européenne est incapable de voler. Seules les larves néonates peuvent être transportées par le vent sur des distances relativement courtes (Elkinton et Liebhold, 1990), de sorte que la spongieuse est en fait très liée aux humains, même si cette association se manifeste de façon sournoise. Nombre des plantes hôtes recherchées par la spongieuse prospèrent dans des milieux liés aux établissements humains. De plus, la spongieuse quitte souvent son hôte pour pondre ses œufs dans des endroits abrités, très souvent associés aux humains, comme un empilement de bois de

chauffage et des articles ménagers de plein air. Par conséquent, même si la dispersion naturelle des petites larves est responsable d'une certaine propagation de la spongieuse en bordure de son aire d'extension en Amérique du Nord, le transport involontaire par les humains des masses d'œufs fixés à des objets est la source de la plupart des nouvelles infestations survenant dans des régions éloignées des populations de spongieuse établies, notamment dans l'Ouest de l'Amérique du Nord.

Histoire d'une invasion

Léopold Trouvelot, un naturaliste français, a délibérément ramené la spongieuse d'Europe en Amérique du Nord à des fins de recherche. Après que des spongieuses se soient échappées accidentellement d'un laboratoire situé près de Boston en 1869, Trouvelot en a avisé les autorités. Rien n'avait alors été fait et l'infestation a progressé. En 1890, la situation était devenue suffisamment grave pour que les autorités de l'État du Massachusetts entreprennent, mais bien tard, un programme d'éradication. Ce programme décennal a été abandonné en 1900, et, moins de cinq ans plus tard, la spongieuse avait fait son apparition dans quatre États adjacents. Un important programme de lutte a été remis en place, mais, dès 1920, la spongieuse s'était propagée à la majeure partie de l'Est de la Nouvelle-Angleterre. Le gouvernement américain a alors établi une zone de protection le long du lac Champlain et de la rivière Hudson afin d'empêcher la progression vers l'ouest de la spongieuse. À l'est de cette zone, les populations devaient être réprimées à l'aide de divers moyens, tandis qu'à l'ouest, elles devaient être totalement éliminées. Même si la propagation de la spongieuse a été lente dans la zone de protection établie comparativement aux 20 années précédentes, des foyers localisés d'infestation sont apparus et ont persisté dans certaines régions à l'ouest de cette zone, la spongieuse y ayant probablement été transportée par les humains (Doane et McManus, 1981).

Au début des années 1950, les populations de la spongieuse ont atteint des niveaux sans précédent dans l'ensemble du territoire de la Nouvelle-Angleterre, et une nouvelle zone de protection a été établie plus à l'ouest dans l'État de New York. Cependant, cette fois, les programmes de lutte et d'éradication comportaient des applications aériennes massives de DDT. À la fin des années 1950, la défoliation causée par la spongieuse avait atteint son niveau le plus bas depuis 30 ans. Même si la spongieuse a causé moins de dégâts pendant cette période, elle n'en a pas moins agrandi son aire de répartition. À mesure que la spongieuse continuait de progresser vers l'Ouest américain, les États totalement infestés ont abandonné tout espoir de l'éradiquer. Dans l'Est des États-Unis, la défoliation a atteint une superficie record de 800 000 ha en 1971, et la capture de spongieuses mâles a commencé à se produire fréquemment dans les États de la côte du Pacifique (Doane et McManus, 1981).

Au Canada, la spongieuse a été interceptée pour la première fois en 1911 sur du matériel de pépinière à Vancouver, en Colombie-Britannique. Des infestations exigeant des mesures de lutte ont été détectées pour la première fois dans le sud du Québec en 1924, et au Nouveau-Brunswick, en 1936, et ont été directement reliées aux infestations des États-Unis. Ces premières infestations en territoire canadien avaient été jugées enrayées (Brown, 1967).

Pendant les années 1960, des papillons mâles ont été capturés régulièrement dans des pièges à phéromone déployés près du fleuve Saint-Laurent, de Montréal à Kingston. Pendant cette période, le ministère de l'Agriculture a effectué des applications terrestres et aériennes d'insecticides afin d'éradiquer la spongieuse au Canada. Après la découverte de nombreuses masses d'œufs près de Kingston en 1969, on a rajusté le tir des programmes antiparasitaires canadiens en cherchant désormais à empêcher la propagation de la spongieuse, même si les autorités gardaient un certain espoir d'arriver à l'éradiquer dans l'Est du Canada (Nealis et Erb, 1993). En 1978, une infestation de la spongieuse a été détectée pour la première fois depuis 1911 à Vancouver et a été éradiquée en 1979 (Humble et Stewart, 1994).

En 1981, plus de 1 000 ha défoliés par la spongieuse étaient cartographiés près de Kaladar en Ontario, à plus de 50 km du secteur où un programme d'éradication était en cours. Pendant les quatre années suivantes, la défoliation modérée à grave n'a cessé d'augmenter en Ontario et atteignait près de 350 000 ha en 1991 (Nealis et Erb, 1993). Même si la superficie gravement défoliée par la spongieuse a diminué régulièrement depuis, le territoire total infesté a augmenté chaque année. En 2000, la région infestée par la spongieuse au Canada formait une bande continue depuis l'ouest du Nouveau-Brunswick et la Nouvelle-Écosse jusqu'au lac Supérieur en Ontario (figure 1).

Pendant que l'infestation gagnait sans cesse du terrain dans l'Est du Canada, la fréquence de nouvelles introductions augmentait en Colombie-Britannique. Depuis 1978, des papillons mâles ont été capturés dans plus de 75 localités distinctes, surtout dans la vallée inférieure du Fraser et dans le sud de l'île de Vancouver. Dans plus de 20 cas, des programmes dynamiques d'éradication ont été menés à l'aide de l'insecticide biologique *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* (*Btk*). L'un de ces programmes a permis de lutter contre un nombre important de spécimens de la race asiatique introduits à Vancouver et de les éradiquer en 1991 et en 1992 (Humble et Stewart, 1994).

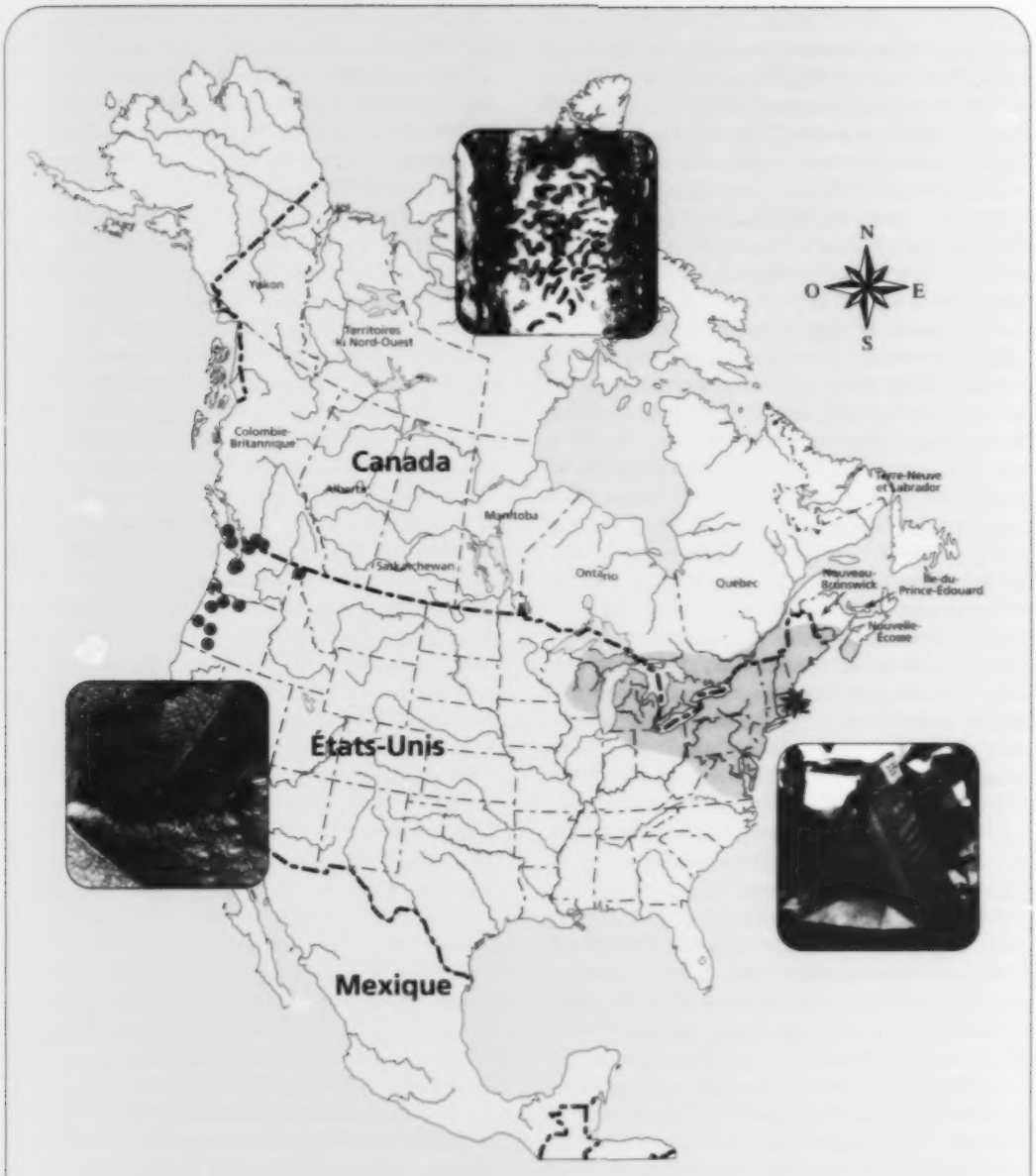


Figure 1. Invasion de l'Amérique du Nord par la race européenne de la spongieuse. La portion orangée indique la superficie réglementée à l'heure actuelle (2000), où des populations sont établies; l'étoile rouge correspond au point d'introduction en 1869; les points rouges dénotent le lieu des programmes d'éradication depuis 1990. Photos : larve de spongieuse (*à gauche*), masses d'œufs en voie d'éclosion (*au centre*) et piège à phéromone (*à droite*). Photos gracieusement fournies par le Centre de foresterie du Pacifique, Service canadien des forêts, Victoria (C.-B.).

Impact de l'invasion

La lutte contre des insectes ravageurs envahissants se fait souvent en réaction aux répercussions nuisibles prévues plutôt que réelles, car l'organisme exotique n'est pas encore établi ou n'a pas causé de dommages. Les effets concrets de la spongieuse dans son aire de répartition naturelle et étrangère ont toutefois été examinés,

et les avantages des mesures antiparasitaires ont été évalués. Il ne faut pas pour autant en déduire qu'une analyse coûts-avantages rigoureuse est simple. Comme dans le cas de la plupart des défoliateurs, l'impact direct de la spongieuse se traduit rarement par la mort immédiate des arbres infestés. Les arbres deviennent plutôt affaiblis et leur croissance est retardée. La mort est décalée par rapport à la défoliation et dépendra de plusieurs variables, y compris l'essence, l'âge et la vigueur de l'arbre ainsi que la gravité et la fréquence de la défoliation (Davidson *et al.* 1999).

Au Canada, les données concernant l'impact direct de la spongieuse sur les ressources forestières sont peu nombreuses. La défoliation importante causée par la spongieuse est un phénomène relativement récent, et les essences de chêne qui sont ses principaux hôtes, ne sont pas inventoriées avec précision dans la plupart des provinces et leurs taux de croissance et de mortalité normaux sont mal connus. Gross *et al.* (1992) estiment à plus de 325 000 m^3 les pertes causées par la spongieuse en Ontario de 1982 à 1987, mais ils pensent que le taux de mortalité à l'origine de telles pertes est à peu près le même que celui qui est à prévoir dans des stations aussi peu fertiles. Aux États-Unis, des analyses plus exhaustives ont été effectuées en raison de la présence plus ancienne de la spongieuse et de la plus grande valeur des ressources en chêne. On a découvert que les peuplements forestiers comptant une plus grande proportion d'essences de chêne vulnérables ont eu les taux de mortalité les plus élevés, car ils ont subi une défoliation plus intense et plus fréquente. Les incidences sont beaucoup plus importantes lors de la première invasion d'une région par la spongieuse. À mesure que les arbres vulnérables meurent, d'autres pullulations surviennent dans des peuplements qui ont acquis une plus grande résistance (Davidson *et al.*, 1999). Pour calculer la valeur monétaire de ces pertes, il faut au départ disposer d'hypothèses économiques pertinentes, ce qui dépasse la portée de la présente analyse. À titre d'exemple, mentionnons cependant que le Pennsylvania Bureau of Forestry a estimé les pertes totales de l'État entre 1969 et 1987 à 219 millions $US (Gottschalk, 1990).

Les incidences écologiques indirectes de la défoliation causée par la spongieuse se traduisent par une vaste transformation de l'état des forêts, qu'il s'agisse d'effets sur la qualité de l'eau ou encore de répercussions sur l'habitat faunique (Gottschalk, 1990; Nealis et Erb, 1993; USDA, 1995). Ces modifications de l'état des forêts peuvent menacer la biodiversité indigène (Krcmar-Nozic *et al.*, 2000). De plus, elles touchent souvent des valeurs non commerciales qui sont difficiles à estimer en raison du nombre restreint de méthodes d'évaluation. Elles doivent toutefois être prises en compte lors de l'évaluation des risques phytosanitaires. Dans le cas de la spongieuse, les données biologiques et écologiques sont plus complètes que pour la plupart des autres insectes.

La réaction du public aux infestations représente une incidence importante de la spongieuse. Les citoyens trouvent ces nombreuses grosses chenilles poilues répugnantes et la défoliation de leurs arbres alarmante. On peut évaluer certains aspects de la perception humaine, comme une diminution de la valeur esthétique et récréative de la propriété (Hollenhorst *et al.*, 1992). D'autres aspects, comme le niveau de nuisance, sont plus difficiles à évaluer. Des études médicales ont confirmé l'existence d'un lien entre des éruptions cutanées et l'exposition à des larves de spongieuse (Wirtz, 1984), mais la plupart des réactions observées chez les humains pourraient davantage être une réaction symbolique à la présence d'insectes en général qu'une évaluation mûrement réfléchie du caractère indésirable de cet envahisseur qu'est la spongieuse (MacDonald *et al.*, 1997).

Ces attitudes des humains se traduisent toutefois par des répercussions socio-économiques tangibles, c'est-à-dire les pressions du public pour la lutte contre la spongieuse et les coûts publics et environnementaux découlant de telles mesures. Les autorités ont toujours fait appel à des applications à grande échelle de pesticides pour réduire les populations de la spongieuse. Des pesticides tristement notoires, comme l'arséniate de plomb et le DDT, ont principalement été mis au point pour lutter contre la spongieuse (Doane et McManus, 1981). Les torts causés à l'environnement par l'utilisation à grande échelle du DDT contre la spongieuse ont été expressément cités comme un exemple de pollution chimique intolérable dans *Silent Spring* (Carson, 1962), un phare de sensibilisation à l'environnement. Les recherches sur des pesticides plus respectueux de l'environnement se poursuivent sans cesse, mais la dépendance à l'égard des pesticides demeure (Cameron, 1991). Ainsi, de 1980 à 1998, on a procédé à la pulvérisation de 4,5 millions d'hectares de forêts aux États-Unis, surtout à l'aide de Dimilin, un régulateur de croissance des insectes, et de *Btk*, un insecticide bactérien. Le coût de ces traitements s'est chiffré à 178,5 millions $US (http://www.fs.fed.us/ne/morgantown/ 4557/gmoth).

Au Canada, les traitements antiparasitaires contre la spongieuse couvraient de moins vastes superficies. Les programmes les plus importants ont été menés de 1986 à 1991 en Ontario où près de 250 000 ha ont été traités presque exclusivement au *Btk*, à un coût d'environ 5 millions $CAN (van Frankenhuyzen, 1990; Nealis et Erb, 1993). Le coût par unité de surface des programmes d'éradication est plus élevé que celui des programmes de suppression en raison des coûts associés à la mise en œuvre de programmes visant à rassurer le public. Ainsi, le coût d'un programme d'éradication des races asiatique et européenne de la spongieuse sur près de 19 000 ha de l'île de Vancouver en 1992 a été de 6,5 millions $CAN.

En 1999, il en a coûté 3,7 millions $CAN pour traiter 13 000 ha du sud de l'île de Vancouver (P. Hall, ministère des Forêts de la Colombie-Britannique, communication personnelle). Ces chiffres ne représentent que les coûts opérationnels des pulvérisations et des programmes de relations publiques à l'échelle locale. Il est difficile d'établir de façon fiable les coûts des activités de recherche et de surveillance, y compris les salaires et les frais supplémentaires, en raison des méthodes comptables utilisées. Selon Wallner (1996), ces derniers coûts sont plus ou moins fixes et dépasseraient 10 millions $US par année aux États-Unis. Au Canada, les efforts de recherche et la production de relevés n'ont cessé de diminuer pendant les années 1990. Les activités de surveillance menées par l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA) dans les régions non réglementées sont maintenant les principales activités de collecte de données effectuées au Canada. En Colombie-Britannique, l'ACIA entretient son réseau le plus étendu de pièges à phéromone et déploie habituellement de 8 000 à 10 000 pièges par année. Le coût de déploiement de ces pièges ainsi que de collecte des captures et de consignation des données sur celles-ci est d'environ 250 000 $CAN (J. Bell, Agence canadienne d'inspection des aliments, comm. pers.).

La menace de restrictions réglementaires à l'égard de l'expédition de produits provenant de régions infestées se rajoute aux pressions du public pour que soit menée une lutte contre la spongieuse. Les coûts que pourrait entraîner une éventuelle mise en quarantaine constituent le principal facteur qui stimule l'éradication de la spongieuse en Colombie-Britannique. Selon les estimations du gouvernement provincial, les pertes annuelles que provoquerait l'infestation de la Colombie-Britannique par la spongieuse dépasseraient les 20 millions $CAN et frapperaient surtout le secteur des pépinières. L'incidence sur les exportations de produits forestiers se ferait principalement sentir à l'égard du transport et de l'exportation des billes de bois brut. Un système d'autocertification pourrait réduire les coûts de conformité aux restrictions réglementaires. L'établissement de la spongieuse en Colombie-Britannique serait inquiétant, par dessus tout, du fait qu'il pourrait entraîner une détérioration des relations entre la province et ses voisins et ses principaux partenaires commerciaux de l'Ouest des États-Unis qui sont résolus à empêcher la spongieuse d'entrer. Un plus grand nombre d'inspections des véhicules des particuliers traversant la frontière constituerait une mesure importune et impopulaire.

Politique gouvernementale

Lorsque Trouvelot a rapporté pour la première fois la spongieuse aux États-Unis dans les années 1860, rien ne réglementait une telle introduction qui s'est révélée désastreuse. À cette époque, des Européens transplantaient dans un but précis nombre d'espèces végétales et animales un peu partout dans le monde pour mener diverses activités économiques, artistiques et scientifiques. Les citoyens du Massachusetts n'ont pas tardé à s'apercevoir des problèmes causés par la spongieuse. Leurs plaintes ont non seulement donné lieu à la mise en œuvre de mesures de lutte, mais ont également accéléré l'adoption d'une nouvelle loi fédérale américaine, la *Domestic Plant Quarantine Act* (1912). Cette loi a marqué le début d'une collaboration de multiples organismes du gouvernement fédéral et des États à la lutte contre la spongieuse. Cette collaboration va au-delà d'objectifs communs et englobe le financement et le pouvoir d'exécuter des programmes opérationnels de lutte. Elle a débouché sur un important financement public de la recherche sur tous les aspects de la biologie et de l'écologie de la spongieuse et de la lutte contre cette espèce aux États-Unis.

L'intérêt de longue date du gouvernement fédéral et de ceux des États est probablement à l'origine des vigoureux volets national et régionaux de la politique gouvernementale de lutte contre la spongieuse aux États-Unis. Les nouveaux foyers d'infestation font non seulement l'objet de programmes énergiques d'éradication, mais la suppression des populations dans la grande zone d'infestation ou près de celle-ci est également un volet important de la politique antiparasitaire nationale qui prévoit l'établissement de zones de protection ou la mise en œuvre d'autres programmes pour tenter de ralentir la propagation de la spongieuse. Le programme Slow-the-Spread (STS) est le plus récent d'entre eux et a été entrepris en 1993. Tout comme les programmes précédents, le STS est coordonné par le Service des forêts du département américain de l'Agriculture (USDA) en collaboration avec les gouvernements des États et des comtés.

Au Canada, l'invasion de la spongieuse s'est produite près d'un siècle plus tard qu'aux États-Unis, et la superficie du type forestier vulnérable et sa valeur économique sont beaucoup moindres que chez nos voisins du sud. Les autorités canadiennes ont réagi en se fondant sur l'expérience américaine. Elles ont adopté directement les méthodes de surveillance et de répression des infestations mises au point aux États-Unis. À l'instar des autorités américaines, elles ont fait appel à des pesticides pour lutter contre la spongieuse, et les deux pays ont cherché à remplacer les pesticides chimiques par des insecticides microbiens comme le *Btk*. Les États-Unis ont consacré des ressources importantes à la mise au point de méthodes de lutte de rechange, y compris des procédés biologiques et sylvicoles, ainsi qu'à l'élaboration d'un cadre de lutte intégrée contre les ravageurs permettant de tirer parti des progrès de

la recherche. Pour sa part, le Canada s'est limité à quelques projets spécialisés sur la lutte biologique au chapitre de la recherche nouvelle (Nealis *et al.*, 2001).

À l'instar des États-Unis, le Canada a adopté sa propre *Loi sur la protection des végétaux* (1924) en réaction à l'invasion de la spongieuse. Contrairement à la loi américaine qui confère au gouvernement fédéral et aux gouvernements des États une responsabilité conjointe en la matière, la loi canadienne désigne le gouvernement fédéral comme principale autorité responsable des organismes envahissants et ne comporte aucune disposition particulière sur le cofinancement ou un partage des responsabilités entre les gouvernements fédéral et provinciaux. En fait, le ministère fédéral de l'Agriculture a assumé l'entière responsabilité de l'éradication de la spongieuse au Canada. Ce n'est qu'en 1979 que les gouvernements provinciaux ont entrepris des activités de pulvérisation; ces programmes n'ont été menés que dans les régions que le fédéral réglementait sans y faire la suppression des populations. Dans ces zones réglementées, l'intervention du gouvernement était fonction des tendances régionales de la défoliation plutôt que d'objectifs nationaux. Ainsi, au Québec, les populations de la spongieuse ont généralement décliné après 1980 et leur état a reçu peu d'attention par la suite. En Ontario, un projet prévoyant le traitement de la superficie initiale de défoliation en 1981 a été annulé en raison de l'opposition du public à l'utilisation à grande échelle de pesticides. Devant la progression spectaculaire de la défoliation, le public a commencé à réclamer des mesures, et le gouvernement provincial a réagi en mettant en œuvre un programme de pulvérisation des terrains privés subventionné par l'État. Ce programme de suppression a atteint une superficie record de 100 000 ha avant de se terminer en 1992 (Nealis et Erb, 1993). Pendant toute cette période, les infestations de la spongieuse dans les Maritimes ont été considérées comme des extensions de l'aire de répartition existante en Ontario et au Québec. Comme l'éradication n'était pas jugée réalisable, le gouvernement fédéral a désigné « zones réglementées » les secteurs infestés. Les fonctionnaires du gouvernement provincial n'étaient toutefois pas prêts à baisser les bras et ont continué de mener des programmes antiparasitaires afin d'au moins mettre un frein à la propagation de la spongieuse (Carter *et al.*, 1999).

En Colombie-Britannique, le gouvernement fédéral a réalisé tous les programmes d'éradication jusqu'en 1998, mais a signé une entente de partage des coûts de l'éradication de la spongieuse asiatique avec le gouvernement provincial en 1992. Un précédent important a été créé en Colombie-Britannique lorsque le gouvernement fédéral a demandé, pour des raisons de relations publiques, un permis provincial d'épandage de pesticide, malgré le pouvoir que lui conférait la loi d'entreprendre les programmes de pulvérisation nécessaires pour lutter contre des organismes envahissants dans les localités où de telles mesures s'imposaient. En 1998, un appel interjeté contre un tel permis a été accueilli par une commission provinciale d'appel. L'organisme du fédéral qui avait fait la demande de permis, l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA), a été contraint de n'effectuer qu'un traitement inefficace au sol. Par la suite, l'ACIA annonçait qu'elle ne se chargerait dorénavant plus de l'éradication de la race européenne de la spongieuse en Colombie-Britannique, mais désignerait « zones réglementées » les secteurs infestés. Les restrictions au commerce imposées par la suite par les États-Unis ont poussé le gouvernement de la Colombie-Britannique à rendre un arrêté ministériel autorisant le traitement de plus de 13 000 ha de terrains, en grande partie urbains, situés dans le sud de l'île de Vancouver et dans la partie continentale avoisinante en 1999. Un deuxième secteur plus petit situé près de Vancouver a été traité en 2000 par le gouvernement provincial de la Colombie-Britannique qui détenait cette fois un permis provincial d'épandage de pesticide. Un appel interjeté contre ce permis a été débouté, mais non pas sans que soit mise en évidence l'animosité grandissante envers la politique gouvernementale, manifestée par les citoyens opposés aux pulvérisations.

Situation actuelle et orientation à venir

La politique de l'ACIA (en 2000) sur la lutte contre la race européenne de la spongieuse, mise en œuvre au nom du gouvernement fédéral, consiste à repérer et à réglementer les régions infestées au Canada. L'ACIA n'appliquera pas de programmes d'éradication pour garder une région exempte de la spongieuse. Cette position a été défendue avec succès lors d'un récent recours en révision. Elle est la dernière adoptée par l'administration fédérale et s'inscrit dans son retrait graduel de la lutte contre la spongieuse au Canada. En 1995, le Service canadien des forêts qui, pendant de nombreuses années, avait effectué la majeure partie des recherches ainsi que des relevés de la spongieuse dans les régions infestées, a mis fin au Relevé des insectes et des maladies des arbres ainsi qu'à une grande partie de son modeste programme de recherche sur la spongieuse. Les gouvernements provinciaux pourraient combler certaines de ces lacunes, mais les efforts déployés à l'échelle nationale ne sont ni constants ni complets. En Ontario et au Québec, le niveau de population de la spongieuse est demeuré relativement faible au cours des cinq dernières années, de sorte que la surveillance et la lutte ont reçu moins d'attention. Au Nouveau-Brunswick, le gouvernement provincial est à l'affût de l'extension vers l'est de l'aire de la spongieuse, surveille activement les populations dans les régions réglementées

et non réglementées et étudie des méthodes antiparasitaires de rechange (Carter *et al.*, 1999). En Colombie-Britannique, le gouvernement provincial s'est engagé à garder la province exempte de spongieuse et a réalisé des programmes dynamiques d'éradication en 1999 et 2000.

De nouveaux problèmes surgissent du fait que la responsabilité des activités globales de lutte contre la spongieuse dans les régions réglementées et d'éradication dans les régions non réglementées retombe, au bout du compte, sur les gouvernements provinciaux. À titre d'exemple, la *Loi sur la protection des végétaux* investit le gouvernement fédéral de vastes pouvoirs en matière de lutte contre les espèces envahissantes, y compris le pouvoir d'entrer sur une propriété privée, d'inspecter des articles, de surveiller les parasites et de prendre les mesures antiparasitaires nécessaires. Or, en règle générale, les gouvernements provinciaux ne détiennent pas de tels pouvoirs. Le gouvernement fédéral peut déléguer ce pouvoir à des organismes provinciaux, mais les répercussions juridiques demeurent inconnues. La situation se complique encore plus lorsqu'une région devient réglementée, car à peu près rien ne favorise alors la mise en œuvre de mesures de lutte contre la spongieuse, ou même de surveillance des populations. Les provinces infestées, comme l'Ontario — d'où proviennent la plupart des nouveaux résidants de la Colombie-Britannique et, par association, la plupart des nouvelles infestations de spongieuse de cette province de l'Ouest (Phero Tech, 1994) —, n'ont pas tendance à surveiller ou à gérer les populations de la spongieuse de manière à réduire les risques de nouvelles infestations dans les régions non réglementées. Par conséquent, il est probable que la spongieuse continuera d'agrandir son aire de répartition dans la majeure partie de l'Est du Canada tant qu'elle n'aura pas infesté tous les habitats éventuels du milieu. Le fait que les habitats éventuels de l'Ouest du Canada demeurent exempts ou non de la spongieuse repose essentiellement sur la volonté des gouvernements provinciaux de cette région de mettre en œuvre de coûteux programmes d'éradication, faute de moyens pour y mettre en œuvre une stratégie de prévention.

Une meilleure solution consisterait à instaurer des partenariats entre de multiples organismes, à l'image du modèle américain, et à prendre en compte les besoins régionaux différents dans un contexte national. Il ne faut pas pour autant adopter les politiques de suppression des États-Unis. À titre d'exemple, en vertu de l'actuel programme américain Slow-the-Spread, on met en œuvre des mesures antiparasitaires énergiques sur le territoire encore exempt de la spongieuse mais menacé par la progression de l'infestation. On applique ces mesures en raison des avantages que procure l'exclusion, même temporaire, de la spongieuse des forêts vulnérables de grande valeur et non infestées du Sud-Est américain et des États aux abords du fleuve Mississippi. Toutefois, dans l'Est du Canada, la majeure partie des forêts vulnérables est déjà infestée, et le reste a une valeur économique relativement marginale. De plus, l'expérience vécue dans les deux pays montre que les densités extrêmement élevées d'insectes et la défoliation résultante, qui ont incité le public à réclamer des programmes antiparasitaires lors de l'invasion initiale, avaient peu de chances de réapparaître par la suite. Par conséquent, la justification socio-économique des programmes de suppression dans l'Est du Canada semble faible en comparaison de celle des États-Unis, et les deux pays doivent s'aligner uniquement sur des politiques communes de réglementation, mais non pas de suppression.

On peut toutefois plaider en faveur d'une politique commune visant à garder les régions de l'Ouest du Canada et des États-Unis exemptes de la spongieuse grâce à une stratégie de prévention qui, en cas d'échec, serait remplacée par un programme d'éradication. Plusieurs facteurs se conjuguent pour rendre possible l'éradication de la spongieuse dans l'Ouest de l'Amérique du Nord : le faible taux de dispersion naturelle de la spongieuse, l'existence de pièges à phéromone sensibles facilitant la détection du ravageur et l'efficacité connue de pesticides homologués. En plus des avantages directs pour l'environnement, l'exclusion de la race européenne de la spongieuse des forêts feuillues de l'Ouest de l'Amérique du Nord a comme avantage indirect de faciliter une détection efficace de la race asiatique qui peut causer beaucoup plus de dégâts. À l'heure actuelle, ces deux races sont détectées à l'aide des mêmes pièges à phéromone et l'identité respective des spécimens capturés est établie par des analyses de l'ADN. Lorsque les populations de la race européenne ont augmenté en Colombie-Britannique en 1998, des centaines de papillons mâles avaient été capturés, mais l'ACIA n'a pu analyser qu'un sous-ensemble des captures (R. Favrin, ACIA, communication personnelle). Par conséquent, même une densité relativement faible de la race européenne de la spongieuse dans l'Ouest du Canada pourrait mettre en péril la capacité des organismes de réglementation de détecter et d'éradiquer la spongieuse asiatique.

L'éradication devrait toutefois toujours être une mesure de dernier recours. Elle est coûteuse et importune et a des répercussions indésirables controversées. D'une certaine façon, elle retourne le fer dans la plaie, car elle oblige l'assiégé à assumer les coûts de la suppression totale de l'organisme envahissant, tant du point de vue financier que politique et environnemental (Wallner, 1996). Étant donné la difficulté de mener des programmes d'éradication à l'aide de pesticides en milieu urbain, la spongieuse illustre bien le proverbe qui dit que mieux vaut prévenir que guérir. Les tristes événements qui ont suivi l'éradication manquée de la spongieuse en 1869 mettent en évidence les avantages énormes à tirer

de l'exclusion de la spongieuse des zones vulnérables. Dans l'Ouest du Canada, l'éradication n'est justifiable qu'en présence d'une politique explicite de prévention. À l'instar de nombreux autres aspects de la lutte contre la spongieuse, cette politique peut s'appuyer sur des connaissances scientifiques. Tel que mentionné précédemment, la prévention active de la propagation de la spongieuse dans les forêts vulnérables de l'Est de l'Amérique du Nord est au mieux optimiste. La prévention des infestations de la spongieuse dans l'Ouest du Canada est toutefois plus facile à justifier. En premier lieu, les régions vulnérables y sont géographiquement et écologiquement isolées des zones d'infestation de l'Est du Canada, et il est donc peu probable que la spongieuse se disperse naturellement dans l'Ouest. En deuxième lieu, on est en mesure de discerner les secteurs d'où proviennent de nouvelles infestations : ce sont les secteurs de l'Est du Canada où la spongieuse persiste et qui servent de points d'embarquement aux personnes et aux biens à destination de l'Ouest canadien. En troisième lieu, on connaît bien les voies et les périodes de l'année présentant des risques élevés de transport de masses d'œufs de la spongieuse. En quatrième lieu, on a délimité les secteurs de la Colombie-Britannique où il est le plus probable que persistent des populations de la spongieuse (Régnière et Nealis, 2001). En dernier lieu, un aspect tout à fait crucial, l'exclusion de la spongieuse de l'Ouest du Canada est une question purement nationale; le Canada a le pouvoir légal et l'expertise voulus pour mettre en œuvre tous les aspects de la prévention. Au risque de trop simplifier, disons qu'il n'y a qu'une seule route qui relie les régions infestées et non infestées du pays.

Des mesures préventives sont déjà en vigueur au Canada et réglementent le transport de produits comme le matériel de pépinière et les arbres de Noël et exigent que les Forces canadiennes inspectent leur propre matériel militaire. Le maillon faible du programme est le manque relatif d'attention portée à l'une des voies d'invasion les plus risquées — le transport des articles ménagers personnels. Un programme national permanent et global d'information du public permettrait de réduire considérablement le transport de la spongieuse par les humains. Une composante plus directe d'une stratégie de prévention serait d'obliger les compagnies de transport et de louage à inspecter les articles ménagers de plein air avant de les déplacer et à certifier qu'ils sont exempts de spongieuse. L'établissement de programmes permanents de surveillance dans les régions réglementées et à risque élevé pourrait permettre la mise en œuvre et la vérification efficace d'un tel programme et garantirait que les efforts déployés sont proportionnels au risque réel. Un tel système dynamique d'évaluation du risque serait élaboré à partir des superficies à densité historiquement élevée de population de la spongieuse établies à l'aide des données des relevés effectués pendant les années 1980 et 1990 (par exemple, Nealis *et al.*, 1999) et d'une surveillance des niveaux actuels de population à l'aide de pièges à phéromone. Le programme de prévention engloberait les régions de réception où des inspections de suivi seraient effectuées et comprendrait le déploiement de pièges à phéromone dans les secteurs dont les conditions écologiques sont jugées favorables à la spongieuse. Les pratiques réglementaires existantes seraient plus efficaces, et la prévention permettrait d'améliorer la conformité et le contrôle de la qualité.

Un programme de prévention de l'infestation de l'Ouest du Canada par la spongieuse a nécessairement une portée nationale et doit se matérialiser sous la direction du gouvernement fédéral. Il peut toutefois être mis en œuvre de manière fructueuse grâce à un partenariat réunissant des organismes fédéraux et provinciaux et le secteur privé. Le gouvernement fédéral détient certes le pouvoir, en vertu de la loi, à l'égard de certains aspects cruciaux du programme dans son ensemble. Les gouvernements provinciaux et le secteur privé disposent toutefois des moyens opérationnels permettant d'appuyer les volets de surveillance, d'inspection, de vérification et de collecte de l'information d'un programme conjoint. En cas d'échec de la prévention, il se peut que les gouvernements provinciaux aient à prendre l'initiative de l'éradication, tout en faisant appel au soutien des organismes du gouvernement fédéral et du secteur privé pour s'acquitter de cet aspect de la tâche dans une zone donnée. Les secteurs public et privé bénéficieront tous les deux directement d'un tel partenariat explicite.

Conclusions

Nous sommes en mesure de prendre des décisions stratégiques sur la lutte contre la spongieuse, car nous possédons de nombreuses connaissances sur la biologie de cette espèce et sur le comportement de ses populations après une invasion. Nous pouvons évaluer les risques et les répercussions et élaborer des mesures d'atténuation. Nous pouvons rétrospectivement examiner l'expérience acquise à propos de la spongieuse afin de déterminer les aspects capitaux que doit aborder la science lors de l'élaboration d'une politique visant à lutter contre de nouveaux cas ou menaces d'invasion, voire même à les ignorer.

Le cas de la spongieuse nous rappelle également que nos politiques de lutte contre les ravageurs envahissants, tout comme nos connaissances scientifiques, évolueront et devront donc pouvoir être réexaminées d'un œil critique et modifiées. Les espèces exotiques envahissent des écosystèmes, non pas des pays. Les énoncés de politique doivent tenir compte de cet aspect et, par conséquent, des limites écologiques, mais non pas des frontières géopolitiques. Le Canada compte

plusieurs régions écologiques distinctes. Certaines de celles-ci sont étendues et contiguës, mais un nombre grandissant d'entre elles sont menacées et morcelées. Puisque ces habitats peuvent relever de différentes autorités administratives — un facteur qui peut influer sur le pouvoir et/ou la capacité d'intervention —, il faut s'employer activement à harmoniser les politiques et les critères relatifs à la lutte antiparasitaire afin de pouvoir mettre en œuvre des plans de lutte proactive.

Références

Brown, G.S. 1967. The gypsy moth, *Porthetria dispar* L., a threat to Ontario horticulture and forestry. Proceedings of the Entomological Society of Ontario 98:12–15.

Cameron, E.A. 1991. The gypsy moth: How integrated is pest management? For. Ecol. Manag. 39:113–118.

Carson, R. 1962. Silent Spring. Houghton Mifflin Co., Boston, MA.

Carter, N.; O'Brien, D.; Lavigne, D.; Hartling, L. 1999. Forest pest conditions in New Brunswick in 1999. Pages 104–111 *in* Forest Pest Management Forum 99, 16–17 November, 1999. Ottawa, ON.

Davidson, C.B.; Gottschalk, K.W.; Johnson, J.E. 1999. Tree mortality following defoliation by the European gypsy moth (*Lymantria dispar* L.) in the United States: a review. For. Sci. 45:74–84.

Doane, C.C.; McManus, M.L. eds. 1981. The gypsy moth: research toward integrated pest management. Technical Bulletin 1584. USDA Forest Service, Washington, DC.

Elkinton, J.S.; Liebhold, A.M. 1990. Population dynamics of gypsy moth in North America. Annu. Rev. Entomol. 35:571–596.

Gottschalk, K.W. 1990. Economic evaluation of gypsy moth damage in the United States of America. Pages 235–246 *in* Proceedings, Division 4, IUFRO 19th World Congress. Canadian IUFRO World Congress Organizing Committee, Montreal, QC.

Gross, H.L.; Roden, D.B.; Churcher, J.J.; Howse, G.M.; Gertridge, D. 1992. Pest-caused depletions to the forest resource of Ontario, 1982–1987. Forestry Canada, Ontario Region, Sault Ste. Marie, ON. Joint Report 17. 23 p.

Hollenhorst, S.J.; Brock, S.M.; Freimund, W.A.; Twery, M.J. 1992. Predicting the effects of gypsy moth on near-view aesthetic preferences and recreation appeal. For. Sci. 39:28–40.

Humble, L.; Stewart, A.J. 1994. Gypsy moth. Forest Pest Leaflet 75. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC. 8 p.

Krcmar-Nozic, E.; van Kooten, G.C.; Wilson, B. 2000. Threat to biodiversity: the invasion of exotic species. Pages 68–87 *in* G.C. van Kooten, E.H. Bulte, and A.E.R. Sinclair, eds. Conserving nature's diversity: Insights from biology, ethics and economics. Ashgate Publishing Ltd., Aldershot, UK.

MacDonald, H.; McKenney, D.W.; Nealis, V. 1997. A bug is a bug is a bug: symbolic responses to contingent valuation questions about forest pest control programs? Can. J. Agric. Econ. 45:145–163.

Nealis, V.G.; Carter, N.; Kenis, M.; Quednau, F.W.; van Frankenhuyzen, K. 2001. *Lymantria dispar* (L.), gypsy moth (Lepidoptera:Lymantriidae). *In* P. Mason and J. Huber, eds. Biological control programmes against insects and mites, weeds, and pathogens in Canada 1981–2000. CABI Publishing, Wallingford, Oxon, UK.

Nealis, V.G.; Erb, S. 1993. A sourcebook for management of the gypsy moth. Forestry Canada, Ontario Region, Great Lakes Forestry Centre, Sault Ste. Marie, ON. 48 p.

Nealis, V.G.; Roden, P.M.; Ortiz, D.A. 1999. Natural mortality of the gypsy moth along a gradient of infestation. Can. Entomol. 131:507–519.

Phero Tech Inc. 1994. A risk assessment of European gypsy moth in British Columbia. Deloitte and Touche Management Consultants, Delta, BC. 73 p.

Régnière, J.; Nealis, V.G. 2001. Evaluating the probability of the persistence of the gypsy moth, *Lymantria dispar* L. in southern British Columbia on the basis of seasonality. Rapport inédit disponible auprès de V.G. Nealis, Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de la foesterie du Pacifique, Victoria (C.-B.).

[USDA] United States Department of Agriculture. 1995. Gypsy moth management in the United States: a cooperative approach, final environmental impact statement. Vol. 2. USDA Forest Service, Animal and Plant Health Inspection Branch, Washington, DC.

van Frankenhuyzen, K. 1990. Development and current status of *Bacillus thuringiensis* for control of defoliating forest insects. For. Chron. 67:498–507.

Wallner, W.E. 1996. Invasive pests ('biological pollutants') and US forests: whose problem, who pays? Bulletin OEPP/EPPO Bulletin 26:167–180. Blackwell Science Ltd., Oxford.

Wirtz, R.A. 1984. Allergic and toxic reactions to non-stinging arthropods. Annu. Rev. Entomol. 29:47–69.

Photo accompagnant le titre du chapitre : Spongieuse mâle. Photo gracieusement fournie par le Centre de foresterie des Grands Lacs, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie (Ont.).

Réponse du Canada à l'introduction du cabomba de Caroline dans les eaux ontariennes

Francine MacDonald

Parmi les 160 espèces aquatiques exotiques qui ont été introduites dans le bassin des Grands Lacs, 9 % ont eu des effets écologiques et économiques importants (Mills *et al.*, 1993). Ces espèces ont perturbé l'équilibre naturel des écosystèmes aquatiques et entravé l'utilisation de l'eau par les industries et les municipalités, la pêche sportive et commerciale, la navigation de plaisance, la natation et d'autres formes d'exploitation des ressources. Certaines ont également eu un impact négatif sur la biodiversité en entraînant la raréfaction ou la disparition d'espèces indigènes et la dégradation d'habitats vitaux. Une fois établies dans un plan d'eau, les espèces exotiques deviennent persistantes et extrêmement difficiles à tenir en échec, et leur éradication est souvent impossible.

Au Canada, les mesures destinées à prévenir l'introduction des espèces exotiques ont été centrées sur les principales voies d'entrée, comme l'eau de lest des navires étrangers. Malheureusement, d'autres voies tout aussi importantes, comme le commerce de plantes et d'animaux d'aquarium ainsi que de produits horticoles, ont été négligées. Le rejet de plantes d'aquarium ou la propagation accidentelle de plantes cultivées ont causé l'introduction de 17 espèces de plantes aquatiques envahissantes d'origine exotique aux États-Unis (Benson, 1999). Au Canada, l'introduction de plantes d'aquarium ou d'espèces horticoles, en particulier le myriophylle en épi (*Myriophyllum spicatum* L.), la salicaire commune (*Lythrum salicaria* L.) et l'hydrocharide grenouillette (*Hydrocharis morsus-ranae* L.), pourrait avoir eu des effets importants sur les écosystèmes aquatiques (White *et al.*, 1993; Catling *et al.*, 1988). En dépit de la menace que ces espèces présentent pour les communautés aquatiques, pratiquement rien n'a été fait pour prévenir leur introduction. Qui pis est, lorsqu'une nouvelle introduction est signalée, le Canada n'est pas outillé pour déceler les risques écologiques posés par l'espèce en cause et mettre en œuvre les mesures de prévention et de lutte qui s'imposent. En l'absence d'un plan d'action national contre les espèces exotiques, il est impossible ou, dans le meilleur des cas, très difficile d'intervenir alors même que l'application de mesures d'éradication pourrait encore permettre de corriger la situation.

Récemment, l'invasion d'un lac ontarien par la plante d'aquarium *Cabomba caroliniana* A. Gray (Cabombacées), ou cabomba de Caroline, a mis en évidence l'incapacité de la politique en vigueur de prévenir ou d'enrayer l'introduction d'espèces exotiques. Ce chapitre traite des risques que présente actuellement cette plante pour les écosystèmes d'eau douce du Canada et souligne l'urgence pour le Canada de se doter d'une politique nationale sur les espèces envahissantes assortie d'un plan d'action afin d'être en mesure d'éradiquer les nouvelles introductions, de prévenir la propagation des espèces récemment introduites et de réduire le plus possible les effets potentiels des espèces déjà établies.

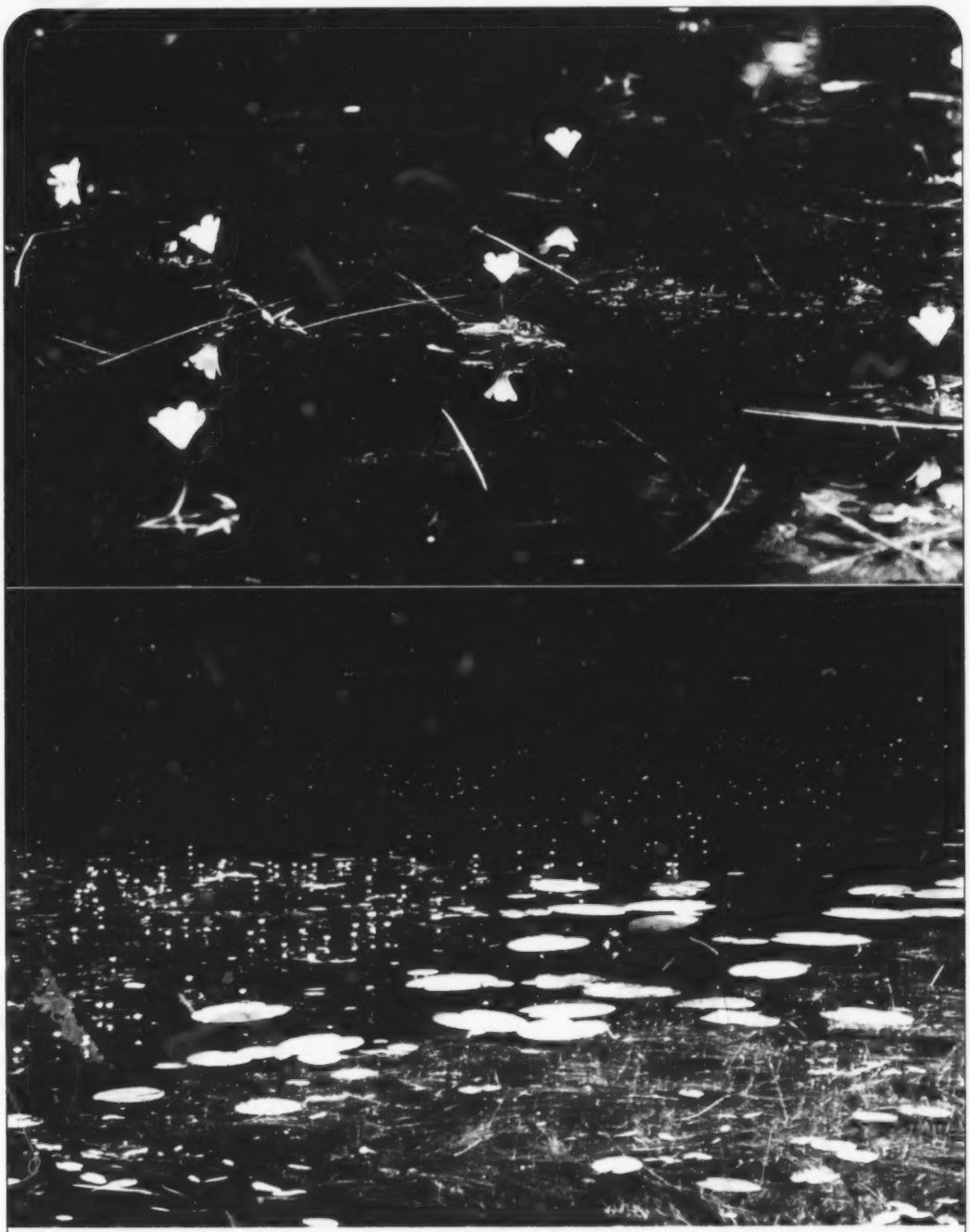
Contexte

Le cabomba de Caroline est une plante d'eau douce, vivace, submergée, originaire des régions néotropicales et des régions méridionales tempérées de l'Amérique du Nord et de l'Amérique du Sud (McFarland *et al.*, 1998). Son aire de répartition en Amérique du Nord couvre aujourd'hui plus de 30 États. Il a envahi le New Hampshire, le New Jersey, l'État de New York, le Massachusetts, le Michigan (McFarland *et al.*, 1998) et, plus récemment, l'Oregon et l'État de Washington. Il a également été introduit en Australie, en Malaisie, en Nouvelle-Guinée et au Japon (McFarland *et al.*, 1998).

L'introduction du cabomba de Caroline dans de nouvelles régions résulte principalement de la propagation accidentelle de l'espèce à partir de cultures ou du rejet de sujets d'aquarium dans l'environnement (Holm *et al.*, 1969; Reimer et Ilnicki, 1968; Les et Mehrhoff, 1999). Cette plante est couramment vendue dans les animaleries partout en Amérique du Nord. Le cabomba de Caroline a déjà été considéré comme une plante utile pour les pêches dans des États comme l'Ohio (Rood, 1947). Son introduction en Ontario résulte probablement du rejet accidentel ou délibéré de sujets d'aquarium. Il se peut également que la plante ait atteint les eaux ontariennes fixée à des embarcations de plaisance provenant de zones infestées aux États-Unis (A. Dextrase, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough, comm. pers.).

La première mention du cabomba de Caroline en Ontario est fondée sur les données de collecte d'un sujet au lac Pigeon (au nord-est de Lindsay), au cours des années 1970. On sait très peu de choses sur ce sujet, mis à part l'endroit approximatif où il a été trouvé. À l'heure actuelle, le cabomba de Caroline ne semble pas établi au lac Pigeon (M.J. Oldham, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough, comm. pers.).

La présence du cabomba de Caroline a par la suite été signalée dans la rivière North, immédiatement en aval du lac Kasshabog (au nord-est de Peterborough), au cours de l'été 1991 (R. Ben-Oliel, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough, comm. pers.). Malheureusement, ce rapport n'a jamais fait l'objet d'une enquête approfondie, et presque huit années se sont écoulées avant que la plante soit redécouverte dans



Figures 1. Infestation par le cabomba de Caroline dans le lac Kasshabog. Photos : Don Sutherland, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough (Ont.).

le lac Kasshabog par deux biologistes du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, D.A. Sutherland et M.J. Oldham (Oldham, 1999), et qu'on commence à se préoccuper de son impact éventuel sur les communautés aquatiques. Des populations établies ont depuis été trouvées dans le cadre de projets de surveillance préliminaire dans au moins quatre baies isolées du côté sud-ouest du lac (figure 1). Des peuplements denses couvrant près d'un hectare et s'étendant jusqu'à plus de 6 m de profondeur ont été observés. Du fait du caractère monospécifique de ces peuplements, il semble que le cabomba de Caroline puisse déplacer les plantes indigènes locales.

Impact potentiel et propagation du cabomba de Caroline

Le cabomba de Caroline est rapidement devenu une source de nuisance importante dans certaines régions, en particulier dans l'État de New York, au New Jersey, au Massachusetts, au New Hampshire et au Connecticut (Les et Mehrhoff, 1999; Madsen, 1994; Hellquist et Crow, 1984; Sheldon, 1994). Il est considéré comme une espèce extrêmement persistante et agressive. Lorsque les conditions lui sont favorables, le cabomba de Caroline peut former des peuplements denses et évincer des espèces indigènes jusque-là bien établies (Reimer et Ilnicki, 1968; Sheldon, 1994). La prolifération du cabomba de Caroline a également entravé ou empêché l'utilisation de plans d'eau à des fins récréatives (Sanders, 1979).

La prolifération et la survie du cabomba de Caroline pendant plusieurs années au lac Kasshabog donnent à croire que l'espèce y est bien établie et capable de résister aux conditions climatiques locales. Si l'on se fonde sur les répercussions d'invasions survenues ailleurs, le cabomba de Caroline risque d'avoir des effets négatifs sur la communauté aquatique du lac Kasshabog. On craint également que la circulation navale favorise sa propagation dans un plan d'eau adjacent, le lac Stony, et de là, dans tous les bassins hydrographiques de la voie navigable Trent-Severn — 376 km de canaux, de lacs et de rivières reliant la baie Georgienne (lac Huron) à la baie de Quinte (lac Ontario) (figure 2).

Le cabomba de Caroline se multiplie principalement par voie végétative (Reimer et Ilnicki, 1968). Dans le sud de son aire de répartition, les graines jouent aussi un rôle important dans sa propagation, mais plus au nord, comme au New Jersey, cela ne semble pas être le cas (Reimer et Ilnicki, 1968). À la fin de la saison de

Figure 2. Le cabomba de Caroline est maintenant établi dans le lac Kasshabog (Ontario) et risque de se propager à l'ensemble de la voie navigable Trent-Severn (en rouge) et à d'autres réseaux hydrographiques.

croissance (habituellement à la fin de l'automne), les feuilles inférieures se détachent et les tiges durcissent et deviennent cassantes, entraînant la fragmentation de la plante et sa dispersion dans le plan d'eau. En présence de conditions environnementales favorables, un fragment ne portant qu'une paire de feuilles peut produire une nouvelle plante. Ces fragments de plantes peuvent s'entortiller autour des hélices des moteurs des embarcations et s'accrocher aux remorques et, de cette façon, être transportés ailleurs dans une autre section du même plan d'eau ou dans un autre plan d'eau du même réseau hydrographique ou même, dans un autre réseau hydrographique. Les et Mehrhoff (1999) ont constaté que les longues tiges du cabomba s'accrochaient facilement aux remorques de bateau et que la plante était abondante au Massachusetts et au Connecticut dans les lacs très fréquentés par les embarcations à moteur. Bien que le nombre d'embarcations de l'extérieur transitant par le lac Kasshabog soit apparemment modéré, la proximité de ce plan d'eau avec le lac Stony et le reste de la voie navigable Trent-Severn accroît considérablement le risque d'introduction du cabomba de Caroline dans de nombreux plans d'eau du Sud de l'Ontario.

Comme il a déjà été mentionné, la popularité du cabomba de Caroline auprès des amateurs d'aquariophilie ne peut que favoriser l'introduction et la dispersion de la plante en Ontario et au Canada. Tant que cette plante demeurera accessible au grand public, de nouvelles introductions se produiront.

Risque d'établissement du cabomba de Caroline dans les eaux ontariennes

Personne n'a encore tenté de prédire la distribution éventuelle du cabomba en se fondant sur les exigences de l'espèce liées à l'habitat et aux conditions environnementales. La plante peut s'enraciner jusqu'à des profondeurs de 10 m, bien qu'elle préfère les zones moins profondes (1 à 3 m) à sédiments meubles des plans d'eau stagnante ou à faible courant comme les ruisseaux, les petites rivières, les lacs, les fossés et les étangs (McFarland *et al.*, 1998). Bien qu'il pousse mieux sous des climats chauds ou tempérés à des températures variant entre 13 et 27 °C, le cabomba de Caroline tolère le froid et peut résister à des températures inférieures au point de congélation. Il préfère les habitats acides présentant un pH de 4 à 6 (Tarver et Sanders, 1977). En conséquence, les lacs peu alcalins dont les eaux se réchauffent rapidement au printemps sont plus vulnérables.

Dale (1982) a évalué le risque que le cabomba de Caroline devienne une source de nuisance dans les lacs ontariens. Selon lui, la température et le pH sont les deux principaux facteurs qui limitent la distribution de la plante. Les lacs du Sud de l'Ontario peu alcalins et possédant un faible pouvoir tampon, comme ceux des régions de Haliburton, Muskoka et Parry Sound, lui semblaient les plus susceptibles d'être envahis par le cabomba. Ces régions comptent parmi les zones de villégiature et de loisirs les plus fréquentées en Ontario. Dale doutait cependant que le cabomba de Caroline puisse présenter une croissance vigoureuse à une telle latitude, la température de l'eau ne se réchauffant pas assez rapidement au printemps. La présence de peuplements vigoureux dans le lac Kasshabog et d'autres rapports plus récents faisant état de l'établissement de populations denses à des latitudes encore plus élevées portent pourtant à croire que les températures dans le Sud de l'Ontario conviennent aux exigences du cabomba. McFarland *et al.* (1998) estimaient que le cabomba de Caroline avait autant de chance d'envahir le Minnesota et prévoyaient qu'il pourrait y devenir une source de nuisance. L'observation récente d'infestations dans des lacs du Wisconsin et du Michigan montre également que les populations de cabomba de Caroline peuvent non seulement survivre, mais aussi s'étendre (J. Madsen, Minnesota State University, Mankato, MN, comm. pers.). Ces lacs présentaient un régime de température comparable à celui des lacs de la région de Muskoka.

Interventions et facteurs susceptibles d'entraver le succès des mesures visant à prévenir la propagation du cabomba de Caroline

La menace écologique potentielle que le cabomba de Caroline présente pour les communautés aquatiques, le risque qu'il se propage à d'autres régions et sa capacité de perturber l'utilisation à des fins récréatives des voies navigables de l'Ontario justifient amplement l'application de mesures de lutte immédiates. Le lac Kasshabog est le seul endroit au Canada où le cabomba de Caroline est reconnu comme établi. Les gestionnaires des ressources disposent donc d'une rare occasion de prévenir de nouvelles introductions de la plante, d'étudier ses impacts écologiques, de comparer l'efficacité de différentes options de lutte et de prévenir sa dispersion avant qu'elle occasionne des problèmes sur un vaste territoire. Malheureusement, plusieurs facteurs ont entravé la mise en œuvre de ces mesures.

Le gouvernement fédéral n'a pas pris l'initiative de mettre au point une stratégie en vue d'évaluer les impacts potentiels du cabomba de Caroline, de prévenir sa propagation et de tenter d'éliminer les populations déjà établies. Pour leur part, les principaux intervenants et organismes concernés par l'invasion du cabomba de Caroline, comme la Kasshabog Lake Residents Association, l'Ontario Federation of Anglers and Hunters

et le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, ont adopté une attitude fragmentée à l'égard du problème. Ils se sont essentiellement employés à renseigner les plaisanciers, au moyen de feuillets d'information, de communiqués de presse et de présentations à des groupes communautaires, sur les mesures à prendre pour prévenir la propagation de la plante par voie terrestre. Bien que ces initiatives puissent contribuer à prévenir la dissémination du cabomba de Caroline dans de nouveaux plans d'eau, d'autres mesures s'imposent pour prévenir la propagation de la plante, évaluer ses impacts et étudier les meilleures options de lutte. Les responsabilités des ministères, des organisations non gouvernementales et des établissements de recherche doivent être clairement énoncées.

Évaluation du risque

Pour déterminer s'il convient d'affecter des montants importants à la mise en œuvre d'un train de mesures de lutte et de prévention, il faut évaluer le risque d'établissement du cabomba de Caroline et l'ampleur de ses impacts éventuels. Les résultats d'une telle évaluation devraient également permettre d'appliquer les mesures de lutte ou d'éradication qui s'imposent au moment même où elles ont le plus de chance d'être efficaces et où il est encore possible de prévenir la dispersion de cette plante exotique hors du lac Kasshabog.

Une évaluation des risques nécessite des ressources considérables ainsi que la coordination et la participation de nombreux ministères, car elle peut déboucher sur la mise en place de mesures de lutte mécanique et chimique qui doivent d'abord être approuvées par le ministère des Pêches et des Océans, du ministère de l'Environnement de l'Ontario ou du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. La collecte de données se rattachant aux impacts du cabomba de Caroline sur les organismes aquatiques et l'évaluation de l'efficacité des options de lutte proposées sont également impossibles sans le soutien technique et les conseils appropriés. Le fait que les responsabilités soient réparties entre divers ministères et organismes fédéraux et provinciaux ne peut que ralentir le processus. Le fait de confier à un seul organisme la responsabilité de mettre en œuvre ou de coordonner l'évaluation des risques accélère considérablement l'exercice et permet de mieux acheminer les informations requises aux diverses parties intéressées.

Les règlements et protocoles destinés à protéger les écosystèmes agricoles et forestiers sont beaucoup plus élaborés que ceux visant les écosystèmes aquatiques. La *Loi sur la protection des végétaux* (S.C. 1990, c. 22), administrée par l'Agence canadienne d'inspection des aliments, interdit l'importation, l'exportation et la propagation d'organismes phytoparasites et prévoit l'application de mesures de lutte ou d'éradication contre eux. Elle « vise à protéger la vie végétale et les secteurs agricole et forestier de l'économie canadienne ». Dans le passé, cette loi a servi de fondement à la mise en place de mesures de lutte ou d'éradication contre des ravageurs agricoles ou forestiers, comme le longicorne brun de l'épinette (*Tetropium fuscum* (Fabricius)) en Nouvelle-Écosse et le potyvirus de la sharka du prunier (*Potyvirus*: Potyviridae) dans la région du Niagara, en Ontario. Cette loi prévoit la tenue d'une évaluation des risques chaque fois qu'un nouveau ravageur est découvert. Cette évaluation peut déboucher sur la mise en place d'une série de mesures de lutte ou d'éradication.

Malheureusement, bien qu'elle interdise la circulation de plusieurs plantes aquatiques potentiellement nuisibles pour les espèces indigènes, comme la châtaigne d'eau (*Trapa natans* L.), la *Loi sur la protection des végétaux* ne confère pas au gouvernement le pouvoir d'intervenir dans le dossier des espèces aquatiques exotiques en général, son principal objectif consistant à protéger les secteurs agricole et forestier. Toutefois, compte tenu de l'importance économique des ressources hydriques (pêche sportive et commerciale, tourisme, loisirs, etc.), la mise en place d'un processus comparable d'évaluation des risques comportant le soutien réglementaire, technique et financier nécessaire pour intervenir en cas d'introduction d'une espèce aquatique exotique paraît amplement justifiée. L'absence d'un plan d'action national déterminant les instances chargées d'intervenir rapidement en cas d'introduction d'une espèce aquatique exotique, alors que les mesures de lutte peuvent encore être efficaces, accroît la vulnérabilité des eaux ontariennes à de nouvelles invasions par le cabomba de Caroline et d'autres espèces aquatiques exotiques.

En ratifiant la Convention des Nations Unies sur la diversité biologique de 1992 (PNUE, 1992), le Canada a reconnu à l'échelle internationale la nécessité de prévenir les introductions d'espèces exotiques qui constituent une menace pour les écosystèmes et les activités économiques et récréatives. L'article 8 h) de la Convention mentionne que :

> ... Chaque Partie contractante, dans la mesure du possible et selon qu'il conviendra, empêche d'introduire, contrôle ou éradique les espèces exotiques qui menacent des écosystèmes, des habitats ou des espèces. (PNUE, 1992)

En 1995, le gouvernement fédéral, en collaboration avec d'autres ordres de gouvernement et divers partenaires, dont des communautés locales et autochtones, des organisations de protection de l'environnement et des établissements de recherche, a élaboré la Stratégie canadienne de la biodiversité. Cette stratégie établit les orientations stratégiques permettant au Canada de respecter les engagements pris à la Convention, y compris ceux visant les organismes exotiques nuisibles. Ces orientations prévoient notamment les actions suivantes :

> fixer des priorités pour l'affectation de ressources à la lutte contre les organismes étrangers nuisibles, d'après

leur impact sur les éléments indigènes de la biodiversité et sur les ressources économiques, et mettre en œuvre des mécanismes efficaces de contrôle ou, là où la chose est possible, d'éradication [1.81 b)]; [...] veiller à ce qu'il existe des lois et des mesures d'application adéquates pour contrôler l'introduction ou la fuite d'organismes étrangers nuisibles. [1.81 e)]. (Environnement Canada, 1995)

La Stratégie canadienne de la biodiversité devrait fournir le cadre nécessaire pour une politique nationale relative aux introductions d'espèces exotiques.

Importation et vente

Le cabomba de Caroline est une plante d'aquarium populaire qui est couramment vendue dans les animaleries partout au pays. Les mesures destinées à prévenir sa propagation doivent donc prendre en compte sa grande accessibilité. Une fois vendue, la plante échappe à tout contrôle. Il arrive que des amateurs d'aquariophilie rejettent des plants de cabomba qu'ils ont achetés dans un lac ou un cours d'eau, soit accidentellement, soit délibérément, croyant que ces plants contribueront à améliorer l'environnement lacustre. Inévitablement, de nouvelles introductions de cabomba vont se produire tant et aussi longtemps que la plante demeurera accessible pour le grand public.

D'autres plantes aquatiques exotiques, comme l'hydrocharide grenouillette, le butome à ombelle (*Butomus umbellatus* L.) et l'iris faux acore (*Iris pseudacorus* L.), se sont également établies en de nombreux endroits de la province (White *et al.*, 1993). De toute évidence, une plus grande attention devrait être accordée aux plantes importées par les distributeurs de plantes d'aquarium et les pépinières.

Au Canada, les dispositions réglementaires régissant l'importation de plantes et d'animaux sont fondées sur la *Loi sur la protection d'espèces animales ou végétales sauvages et la réglementation de leur commerce international et interprovincial* (WAPPRIITA) (S.C. 1992, c. 52) et sur la *Loi sur la protection des végétaux*. La WAPPRIITA vise notamment à préserver les écosystèmes du Canada contre l'introduction d'espèces considérées comme nuisibles. Toutefois, bien que le cabomba de Caroline et de nombreuses autres espèces aquatiques se soient établies dans les eaux canadiennes, aucune plante ne figure parmi les espèces dont le commerce international est interdit par la WAPPRIITA. L'importation au Canada de certaines plantes aquatiques est interdite, mais c'est en vertu de la *Loi sur la protection des végétaux*[1]. Dans tous les autres cas, les importateurs ne sont pas tenus de démontrer que les plantes qu'ils veulent faire entrer au pays sont sans danger et qu'elles n'auront pas d'effets défavorables sur l'environnement.

Comme l'importation des plantes aquatiques au pays n'est soumise à aucune autre restriction, les écosystèmes aquatiques de l'Ontario demeurent vulnérables à d'éventuelles invasions par le cabomba de Caroline et de nombreuses autres espèces inconnues. Pour prévenir de nouvelles introductions de cabomba, il convient d'envisager l'ajout de la plante sur la liste des espèces prohibées. Au même titre, il importe d'évaluer plus à fond les risques posés par les autres espèces de plantes aquatiques qui sont importées actuellement au Canada.

Malheureusement, le fait d'interdire l'importation du cabomba au Canada n'empêcherait pas nécessairement sa vente et sa distribution en Ontario. Les pépinières et les distributeurs de plantes d'aquarium pourraient continuer de produire des plantes aquatiques comme le cabomba de Caroline à partir de matériel existant, même si cette pratique est plus répandue aux États-Unis. Toutefois, l'inclusion du cabomba de Caroline sur la liste des plantes considérées comme nuisibles en Ontario aurait pour effet d'interdire sa vente et sa circulation dans la province et aiderait à prévenir de nouvelles introductions dues au rejet de sujets d'aquarium dans l'environnement. Bien que les mauvaises herbes nuisibles pour les cultures aient été jusqu'à tout récemment pratiquement les seules cibles des lois provinciales sur les mauvaises herbes, plusieurs provinces ont inscrit le nom de plantes aquatiques dans leurs lois, comme le myriophylle en épi en Colombie-Britannique et la salicaire commune en Alberta, au Manitoba et à l'Île-du-Prince-Édouard (White *et al.*, 1993).

On pourrait également resserrer la réglementation régissant le commerce des plantes d'aquarium et du matériel de pépinière, mais cette décision risque d'être fort impopulaire. Des espèces comme le cabomba de Caroline constituent une importante source de revenu pour ces entreprises. Compte tenu de la place importante qu'occupe le cabomba de Caroline dans le commerce des plantes d'aquarium, il pourrait être très difficile d'en interdire la vente et l'importation. Dans les circonstances, il paraît plus approprié d'inciter l'industrie à sensibiliser davantage sa clientèle aux risques que pose le rejet des plantes d'aquarium dans l'environnement.

Sensibilisation du public

En Ontario, comme dans la plupart des autres provinces, il est illégal de rejeter directement des plantes et animaux d'aquarium dans l'environnement (en vertu de la *Loi sur la protection du poisson et de la faune*). Toutefois, comme il a déjà été mentionné, une fois qu'un organisme devient la propriété d'un particulier, plus rien ne permet de contrôler son devenir. Plusieurs raisons peuvent conduire quelqu'un à relâcher des organismes ou des plantes d'aquarium dans l'environnement.

1. Ces plantes sont les myriophylles (*Myriophyllum* spp.), l'élodée *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle), l'élodée dense ou d'Argentine (*Elodea densa* (Planch.) Casp. = *Egeria densa* Planch.) et la châtaigne d'eau (*Trapa* spp.).

Cette personne peut ne plus avoir ni le temps ni le goût de s'en occuper. Ces organismes peuvent être en mauvaise santé ou être devenus trop grands pour l'aquarium qui les hébergeait. La plupart des personnes qui relâchent des organismes d'aquarium dans l'environnement ne sont pas conscients des conséquences de leur geste.

Le Fish Rescue Program est une initiative qui a été mise de l'avant par divers organismes préoccupés par le rejet d'espèces aquatiques exotiques dans l'environnement. Ce projet vise à informer les propriétaires d'aquariums, de terrariums et de jardins aquatiques des dangers que pose le rejet d'animaux et de plantes exotiques dans les eaux ontariennes. Parmi les organismes qui ont participé à la mise en œuvre de ce programme, mentionnons la Canadian Association of Aquarium Clubs, le Conseil consultatif mixte de l'industrie des animaux de compagnie, le Metropolitan Toronto Zoo, le Musée royal de l'Ontario, l'Ontario Federation of Anglers and Hunters et le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (voir Dextrase dans la présente publication, p. 219). Pour prévenir de nouvelles introductions de cabomba de Caroline et d'autres organismes d'aquarium, il est essentiel de sensibiliser davantage le public et les commerçants aux dangers que représente le rejet d'animaux et de plantes exotiques dans les eaux ontariennes.

Conclusion

En vertu des engagements qu'il a contractés tant à l'échelle internationale (Convention sur la diversité biologique) qu'à l'échelle nationale (Stratégie canadienne de la biodiversité), le Canada doit s'employer à empêcher d'introduire, à contrôler ou à éradiquer les espèces exotiques qui menacent des écosystèmes, des habitats ou des espèces. L'introduction du cabomba de Caroline en Ontario a mis en évidence plusieurs failles dans les mécanismes mis en place par le Canada pour prévenir l'établissement d'espèces aquatiques exotiques nuisibles sur son territoire.

Une évaluation préliminaire des risques potentiels donne à croire que le cabomba de Caroline pourrait se propager dans tout le Sud de l'Ontario, affecter les espèces indigènes et entraver l'utilisation des plans d'eau à des fins récréatives. Toutefois, en l'absence d'un plan d'action concerté et immédiat permettant de faire face à l'introduction du cabomba de Caroline, les lacs, rivières et milieux humides de la région demeurent vulnérables aux impacts écologiques et économiques éventuels de cette plante. Heureusement, des partenaires locaux, quelques ministères et des organisations non gouvernementales ont uni leurs efforts pour prévenir la propagation du cabomba de Caroline et s'emploient à mettre au point une stratégie permettant d'évaluer ses impacts ainsi que d'enrayer et de prévenir sa propagation.

La situation créée par le cabomba de Caroline a également fait ressortir la nécessité pour le Canada de resserrer les mécanismes de surveillance applicables à l'importation des plantes d'aquarium et de matériel horticole au Canada. Chaque année, des centaines d'espèces entrent au pays sans que les importateurs soient tenus par la loi ou en vertu d'autres responsabilités de démontrer que ces espèces ne posent aucun danger en cas de libération dans l'environnement. Une approche aussi laxiste n'est certainement pas la meilleure façon de prévenir de nouvelles infestations.

Il est clair que le Canada doit mettre en place un plan d'action afin d'être en mesure de prévenir les introductions d'espèces exotiques de toutes sources, y compris les plantes d'aquarium et de jardin aquatique. Ce plan d'action devrait indiquer le nom de l'organisme chargé d'évaluer le risque posé par les introductions, comporter des mécanismes de soutien financier, consultatif et technique adéquats et prévoir l'application de mesures appropriées au moment opportun. Un tel plan d'action permettrait au Canada non seulement de respecter les engagements qu'il a pris à l'échelle nationale et internationale, mais aussi de protéger ses écosystèmes contre les effets dévastateurs d'éventuelles invasions.

Références

Benson, A.J. 1999. Documenting over a century of aquatic introductions in the United States. Pages 1–31 *in* R. Claudi and J.H. Leach, eds. Nonindigenous freshwater organisms: vectors, biology and impacts. CRC Press / Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 480 p.

Catling, P.M.; Spicer, K.W.; Lefkovitch, L.P. 1988. Effects of the floating *Hydrocharis morsus ranae* (Hydrocharitaceae) on some North American aquatic macrophytes. Nat. can. (Que.) 115:131–137.

Dale, H. 1982. An assessment of the potential of fanwort to produce nuisance growths if introduced into lakes of Ontario and Quebec. Rapport inédit de Pêches et Environnement Canada, Ottawa (Ont.).

Environnement Canada, Groupe de travail fédéral-provincial-territorial sur la biodiversité. 1995. Stratégie canadienne de la biodiversité : réponse du Canada à la Convention sur la diversité biologique. Hull (Qc). 84 p.

Hellquist, C.B.; Crow, G.E. 1984. Aquatic vascular plants of New England. Part 7. Cabombaceae, Nymphaceae, Nelumbonaceae, and Ceratophyllaceae. New Hampshire Agricultural Experiment Station, University of New Hampshire, Durham, NH. Stn. Bull. 527.

Holm, L.G.; Weldon, L.W.; Blackburn, R.D. 1969. Aquatic weeds. Science 166:699–709.

Les, D.H.; Mehrhoff, L.J. 1999. Introduction of nonindigenous aquatic vascular plants in southern New England: a historical perspective. Biol. Invasions 1:281–300.

Madsen, J.D. 1994. Invasions and declines of submersed macrophytes in Lake George and other Adirondack lakes. Lake Reservoir Manag. 10(1):19–23.

McFarland, D.G.; Poovey, A.G.; Madsen, J.D. 1998. Evaluation of the potential of selected nonindigenous aquatic plant species to colonize Minnesota water resources. Minnesota Department of Natural Resources, St. Paul, MN.

Mills, E.L.; Leach, J.H.; Carlton, J.T.; Secor, C.L. 1993. Exotic species in the Great Lakes: a history of biotic crises and anthropogenic introductions. J. Gt. Lakes Res. 19(1):1–54.

Oldham, M.J. 1999. Botany: 1999 botanical highlights. Ontario National Heritage Information Centre Newsletter [imprimé et en ligne] 5(2): 10–11. http://www.mnr.gov.on.ca/MNR/nhic/newslett.html

[PNUE] Programme des Nations Unies pour l'environnement. 1992. Convention sur la diversité biologique [en ligne]. http://www.biodiv.org/convention/articles.asp

Reimer, D.N.; Ilnicki, R.D. 1968. Reproduction and overwintering of cabomba in New Jersey. Weed Sci. 16:101–102.

Rood, A. 1947. Cabomba. Ohio Conserv. Bull.(March): 29.

Sanders, D.R. 1979. The ecology of *Cabomba caroliniana*. Pages 133–146 *in* E.O. Gangstad, ed. Weed control methods for public health applications. CRC Press, Boca Raton, FL.

Sheldon, S.P. 1994. Invasions and declines of submersed macrophytes in New England, with particular reference to Vermont lakes and herbivorous invertebrates in New England. Lake Reservoir Manag. 10(1):13–17.

Tarver, D.; Sanders, D. 1977. Selected life cycle features of fanwort. J. Aquat. Plant Manag. 15:18–22.

White, D.J.; Haber, E.; Keddy, C. 1993. Plantes envahissantes des habitats naturels du Canada. Service canadien de la faune, Environnement Canada. Ottawa (Ont.).

Introduire délibérément un poisson au Canada peut être facile : l'exemple de l'implantation de la tanche dans le sud du Québec

Pierre Dumont, Nathalie Vachon, Jean Leclerc et Aymeric Guibert

En octobre 1999, un pêcheur commercial a signalé la capture au verveux d'une nouvelle espèce de poisson dans le secteur de l'île aux Noix (figure 1) de la rivière Richelieu (Québec). L'identification du spécimen a confirmé qu'il s'agissait d'une tanche (*Tinca tinca* (L.)), un Cyprinidé d'origine eurasienne (figure 2). D'après les informations recueillies au cours de l'enquête, les individus trouvés dans le Haut-Richelieu proviendraient d'une souche qui aurait été importée en 1986 directement d'une pisciculture d'Allemagne à des fins d'aquaculture. Des tanches se seraient échappées d'une ferme aquicole située à quelques kilomètres du cours principal de la rivière Richelieu lors d'un ou de plusieurs épisodes de vidange de ces étangs.

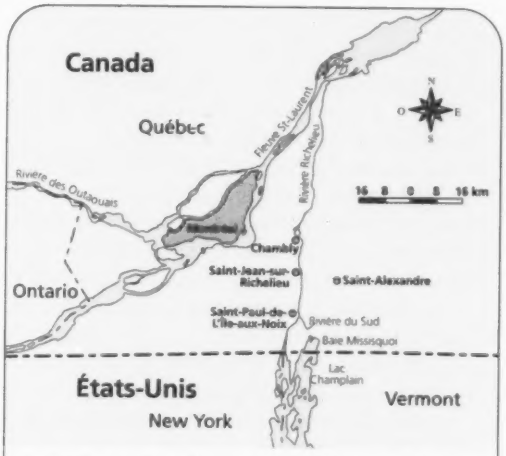


Figure 1. Carte du bassin hydrographique du fleuve Saint-Laurent (partie inférieure) et de la rivière Richelieu.

Figure 2. Deux tanches capturées au mois de novembre 1999 dans le secteur de l'île aux Noix de la rivière Richelieu. La femelle (en haut) mesure 345 mm et pèse 710 g; le mâle (en bas) mesure 320 mm et pèse 450 g (Photo : Nathalie Dubuc, FAPAQ).

Le présent article décrit le cas d'une introduction délibérée d'un poisson dans le bassin du Saint-Laurent et des Grands Lacs, au sens du *Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques* (Pêches et Océans Canada, 2001), soit « l'introduction ou la conservation intentionnelle d'organismes aquatiques vivants en eau libre ou dans une installation à circulation non fermée ou dont les effluents atteignent les eaux libres, à l'extérieur de l'aire de répartition actuelle ». Ses objectifs sont les suivants :

- Décrire les événements qui ont conduit à l'implantation de la tanche dans le sud du Québec et les circonstances qui l'ont facilitée;
- Dresser un bilan des connaissances acquises sur la biologie de ce poisson au Québec depuis sa découverte;
- Discuter de l'impact probable de cette introduction sur la faune aquatique indigène du Québec méridional et de l'ensemble du bassin de drainage des Grands Lacs.

Source des informations

Suite à l'identification du premier spécimen, à l'automne 1999, la Société de la faune et des Parcs du Québec (FAPAQ), responsable de la gestion de la faune au Québec, a procédé à une enquête auprès de trois pêcheurs commerciaux œuvrant dans le Haut-Richelieu en vue de situer dans le temps la première apparition de cette espèce dans leurs verveux. Parallèlement, des spécimens ont été prélevés périodiquement dans leur récolte afin d'effectuer des mesures (longueur, poids du corps et des gonades), des observations (sexe, maturité sexuelle, anomalies) et des prélèvements (écailles, opercules et contenu stomacal). Cet échantillonnage a été répété en avril 2000. Un « avis de recherche » a également été transmis par la poste à la centaine de pêcheurs commerciaux de poissons-appâts du sud-ouest du Québec. Un survol de la littérature scientifique pertinente ainsi que des contacts avec des chercheurs européens et nord-américains nous ont aussi

permis de raffiner nos connaissances sur ce poisson. Nous avons eu des échanges avec des agents du bureau régional de Saint-Jean-sur-Richelieu de la Direction de la protection de la faune de la FAPAQ. Nous avons aussi contacté des scientifiques de cet organisme et du ministère québécois de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ) ayant été témoins d'événements ou étant au courant de faits permettant de retracer la source de l'introduction. Une fois cette source identifiée, une ferme aquicole de la région de Saint-Alexandre dans l'extrême sud du Québec, nous avons procédé à différentes entrevues informelles, au téléphone ou en personne, auprès de ses propriétaires. Au cours de l'été 2000, deux opérations sur le terrain ont aussi permis de recueillir des informations sur la tanche. En juin et septembre, nous avons successivement vidangé et empoisonné à la roténone les neuf étangs d'élevage susceptibles de contenir des tanches. En juillet, des pêches expérimentales à la seine, au filet à mailles multiples et au verveux ont été effectuées dans différents secteurs de la rivière Richelieu et de quelques-uns de ses tributaires pour tenter d'évaluer l'étendue de sa dispersion, recueillir des données supplémentaires sur sa biologie, notamment en ce qui concerne les habitats fréquentés, et confirmer sa reproduction en milieu naturel.

Le fil des événements

Au début des années 1980, un agriculteur d'origine européenne entreprend des démarches auprès des autorités gouvernementales afin d'obtenir un permis pour importer des poissons en provenance d'Allemagne. La tanche n'est pas mentionnée au cours des échanges; l'agriculteur parle plutôt de carpe miroir, une variété domestique de carpe (*Cyprinus carpio* L.). Cette espèce, introduite en Amérique du Nord au XIX^{e} siècle, est maintenant considérée comme naturalisée au Québec (Desrosiers, 1995). La variété miroir, très rare en milieu naturel, a été développée en Eurasie pour l'élevage en étang; sa peau est presque nue, avec quelques rangées d'écailles seulement. Au moins deux organismes sont contactés : le MAPAQ et le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec (MLCP), soit l'actuelle FAPAQ. Malgré des demandes répétées, la réponse demeure la même : un tel permis ne pouvait être délivré par les autorités québécoises parce que le *Règlement de pêche du Québec* limitait l'élevage, la garde en captivité, l'ensemencement et le transport vivant à un très petit nombre d'espèces. Ni la carpe ni la tanche ne faisaient partie de cette liste, qui est établie en fonction des zones biogeographiques du Québec. En pratique, au Canada, l'importation est limitée aux poissons destinés à l'aquariophilie, la plupart des espèces en cause (mais pas toutes) étant d'origine tropicale et peu susceptibles de s'implanter localement, ainsi qu'à quelques espèces de Salmonidés. Dans ce dernier cas, l'importation est soumise au *Règlement sur la protection de la santé du poisson* (Canada) qui vise essentiellement à protéger les populations de Salmonidés sauvages et d'élevage des risques d'introduction d'organismes pathogènes.

En 1983 ou 1984, malgré les avis répétés d'interdiction d'élevage de cette espèce au Québec, des petites carpes miroirs sont importées d'Allemagne. L'agriculteur les transporte lui-même dans une glacière de camping au cours d'un vol régulier. Les circonstances du passage à la douane canadienne demeurent inconnues.

En 1986, c'est au tour de la tanche d'être importée d'Allemagne. Trente petits spécimens de moins de six centimètres de longueur sont transportés dans une glacière de camping. Le contenu de la glacière est déclaré à la douane de l'aéroport de Mirabel. Après quelques appels téléphoniques, les douaniers choisissent de ne pas s'opposer à son passage. Généralement, en pareil cas, ceux-ci contactent Agriculture Canada, qui n'a pas juridiction sur ce type d'importation, et Pêches et Océans Canada, qui ne peut s'y opposer en vertu de la réglementation fédérale à moins qu'il ne s'agisse de Salmonidés. Il arrive aussi qu'ils contactent les autorités provinciales, mais le flou juridique entourant la notion de poissons destinés à l'aquariophilie dans la réglementation québécoise ne permet pas toujours de donner des réponses claires aux questions posées.

L'agriculteur a graduellement aménagé sur sa terre un réseau de 11 étangs peu profonds, disposés en série et en parallèle et totalisant 6,5 ha de superficie. Situés sur un petit plateau surplombant une vaste plaine affectée à la culture du maïs, ces étangs sont essentiellement alimentés par les eaux de pluie et la nappe phréatique. Les tanches ont été transférées dans un ou plusieurs de ces étangs. Elles se sont multipliées mais, suivant les dires de l'agriculteur, contrairement à la carpe, la croissance et la survie ont été faibles. Les essais de commercialisation ont également été décevants, les Québécois étant surtout des consommateurs de Salmonidés et de poissons de mer.

Plusieurs épisodes de vidange des étangs sont survenus depuis 1986. Deux ont pu être documentés. En 1990, l'agriculteur adhère à un programme expérimental d'élevage d'écrevisses, mis sur pied par le MAPAQ. Pour ce faire, il doit s'assurer que les étangs visés par le programme ne contiennent pas de poissons. Ces étangs sont donc vidangés. Des poissons s'échappent et sont libérés dans le réseau de petits cours d'eau agricoles qui sillonnent la plaine et qui s'écoulent en direction de la rivière Richelieu et de la baie Missisquoi dans la portion canadienne du lac Champlain. À la mi-octobre 1991, une vidange partielle de certains étangs est effectuée, cette fois pour vérifier l'efficacité des essais d'élevage d'écrevisses. Des observateurs du MAPAQ présents sur les lieux rapportent avoir capturé des

milliers de spécimens de carpes (variétés miroir et koï), de tanches et de carassins (*Carassius auratus* L.), un autre Cyprinidé non indigène dont la source d'introduction dans les étangs est inconnue. Ils ont aussi constaté la présence de centaines de poissons dans les fossés de drainage. Bien qu'elles aient tenté de récupérer des poissons, ces personnes n'ont pas jugé pertinent d'informer la Direction régionale du MLCP de cette libération. Cet organisme était cependant au courant de la présence de tanches dans cette ferme aquicole depuis le printemps 1991. En effet, à des fins d'identification, quelques spécimens avaient été soumis par des agents de conservation à un spécialiste de la Direction, lequel avait recommandé que la présence de la tanche soit circonscrite aux étangs. Par la suite, des poursuites ont été engagées en vertu du *Règlement sur l'aquaculture et le zonage piscicole* (Québec), mais elles ont été rapidement abandonnées, l'élevage de la tanche dans ce vaste réseau d'étangs turbides ayant alors été (erronément) associé à de l'aquariophilie, soit l'élevage de poissons dans un but décoratif.

En octobre 1999, un pêcheur commercial du Haut-Richelieu nous soumet un premier spécimen pour identification. Des entrevues informelles auprès des trois pêcheurs commerciaux de ce secteur indiquent que la tanche est apparue dans leurs engins aux environs de 1994. Depuis, les captures se feraient de plus en plus nombreuses. De quelques spécimens au cours des premières années, elles seraient passées à environ 150 à l'automne 1999 et à 176 à l'automne 2000. Elles seraient un peu plus élevées à l'automne, mais les pêcheurs signalent aussi des captures printanières. Selon eux, les poissons étaient alors plus petits qu'ils ne le sont maintenant et l'éventail de leurs tailles était plus étroit. Pour faciliter l'examen des poissons, la FAPAQ a alors délivré des permis autorisant ces pêcheurs à garder et à tuer tous les spécimens capturés. Les demandes d'essai de commercialisation ont cependant été refusées, afin d'éviter qu'on soit tenté de profiter à court terme de cette implantation et d'ainsi encourager d'autres tentatives d'introduction.

Au cours de l'été 2000, nous avons empoisonné tous les étangs de la ferme aquicole. Deux buts étaient visés : faire un exemple et réduire le risque que des tanches prélevées dans ces étangs, situés en bordure d'une route et de plus en plus connus, ne soient transférées dans d'autres bassins hydrographiques comme appâts pour la pêche ou comme poissons d'ornement.

La tanche dans le monde

La tanche est originaire d'Europe et d'Asie (Berg, 1964). En Europe, la limite nord de sa répartition correspond à l'extrémité nord du Golfe de Botnie (65,5° N.) selon Bachasson (1995) et à son extrémité sud (61° N.) selon Banarescu *et al.* (1971). En Asie, cette limite se situerait en Sibérie à la latitude 61° N. (Bachasson, 1995). Introduite aux États-Unis en 1877 à partir de l'Allemagne, elle est aujourd'hui recensée dans 38 États américains (Lee *et al.*, 1980; Fuller *et al.*, 1999). Au Canada, jusqu'à sa récente découverte au Québec, sa présence n'avait été signalée que dans le sud de la Colombie-Britannique, où elle serait apparue vers 1915 dans un réseau de trois petits lacs après son introduction dans un étang décoratif de la ville américaine de Seattle (Scott et Crossman, 1974; E.J. Crossman, Royal Ontario Museum, comm. pers.).

Généralement, les tanches adultes mesurent de 300 à 500 mm et pèsent de 1 à 4 kg. Une taille record de 700 mm (8 kg) a été enregistrée chez un spécimen provenant du sud-est de l'Europe. Sa longévité est de l'ordre de 20 à 30 ans. La maturité sexuelle est atteinte vers 3 ou 4 ans (taille de 250 à 300 mm). En Europe, le frai a lieu de mai à juillet en eau peu profonde où la végétation est luxuriante et lorsque la température de l'eau atteint 19 à 20 °C. Il peut se produire une seconde fois en août, le diamètre des œufs dans les ovaires variant, au cours de l'été, de 0,1 à 0,9 mm (O'Maoileidigh et Bracken, 1989). Durant deux mois et approximativement à deux semaines d'intervalle, la femelle, très féconde (jusqu'à 600 000 œufs/kg de poids corporel) (Berg, 1964; De Muus et Dahlström, 1981) dépose ses œufs par grappes sur la végétation ou sur le fond. Ces œufs sont verdâtres et adhésifs. À l'éclosion, qui a lieu après trois à six jours d'incubation (100 à 120 degrés-jours), les larves, longues de 4 à 5 mm, sont pourvues d'organes de fixation et demeurent attachées passivement à la végétation durant quelques jours. La résorption du sac vitellin est terminée à 10 jours et l'alevin commence à s'alimenter de zooplancton et d'algues. Le recrutement annuel peut être très variable; en Angleterre, les fortes cohortes sont associées aux étés les plus chauds (Wright et Giles, 1991). Les jeunes tanches mesurent de 40 à 80 mm et de 100 à 150 mm au premier et deuxième été respectivement. La croissance est très variable, y compris au sein du même milieu (Weatherley, 1959; O'Maoileidigh et Bracken, 1989). Ainsi en Europe, dans des étangs d'élevage, la tanche mesure en moyenne de 120 à 412 mm à 5 ans. Dans ces habitats d'élevage, l'abondance de nourriture, un potentiel de croissance variant selon le sexe et la ponte répétée au cours de la période estivale, laquelle entraîne une grande disparité des longueurs atteintes à la fin de la première année de vie, seraient des facteurs responsables de cette grande variabilité (Bachasson, 1995).

La tanche est ubiquiste, mais elle préfère les milieux où l'eau est stagnante, la végétation abondante et le substrat mou (vaseux) comme les lacs, les marais à fond argileux et les étangs envasés. Ses préférences

peuvent cependant varier selon les saisons et, à l'automne, elle peut fréquenter par exemple des zones de végétation éparse ou absente (Degiorgi, 1994). Elle vit également en rivière dans les endroits où le courant est lent. Extrêmement tolérante aux faibles concentrations en oxygène (Weatherley, 1959), la tanche peut coloniser des endroits où pratiquement aucune autre espèce ne pourrait survivre. Elle peut aussi fréquenter les eaux saumâtres (Weatherley, 1959). De nature lente et craintive, la tanche est presque constamment au fond de l'eau à remuer la vase à l'aide de ses lèvres et de ses barbillons afin de s'alimenter d'organismes benthiques tels que des larves d'insectes, des crustacés, des mollusques et des vers, ainsi que des débris végétaux (Weatherley, 1959; O'Maoileidigh et Bracken, 1989). La tanche s'alimente surtout la nuit, en période chaude; en hiver, elle hiberne enfoncée dans le limon dans un état passif pour ne refaire surface qu'au printemps.

En Europe, la tanche connaît une certaine popularité auprès des pêcheurs sportifs et elle est élevée en étangs comme espèce de table ou d'ornement (Vostradovsky, 1975; Bachasson, 1995). Sa chair, comestible, est qualifiée de tendre et savoureuse. C'est en Allemagne et en Italie qu'elle est la plus appréciée comme aliment, sa chair étant comparée à celle de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum). En Amérique du Nord, elle attire peu l'attention des pêcheurs et des consommateurs.

La tanche au Québec

Une partie de l'information recueillie à ce jour sur la biologie de la tanche au Québec a déjà été présentée dans des documents techniques par Vachon et Dumont (2000) ainsi que par Guibert (2000). Nous en présentons les faits saillants ci-dessous. D'autres informations s'y ajoutent, notamment une caractérisation détaillée des spécimens capturés dans les étangs d'origine, lors de l'empoisonnement de ces étangs en juin et septembre 2000. Des examens parasitologique, bactériologique et virologique des tanches de la rivière Richelieu ont été entrepris pour vérifier si certains organismes pathogènes auraient pu être introduits avec le premier lot. Ces examens, dont les résultats ne sont pas encore disponibles, sont réalisés par Andrée Gendron et David Marcogliese du Centre Saint-Laurent (Environnement Canada, Montréal), Carl Uhland de l'Institut vétérinaire (Université de Montréal, Saint-Hyacinthe) ainsi que Carmencita Yason et Dave Groman de la University of Prince Edward Island.

Pour le moment, la répartition de la tanche paraît limitée à la zone d'introduction, dans les 20 à 30 premiers kilomètres de la rivière Richelieu, ainsi qu'à la rivière du Sud, près de sa confluence avec la rivière Richelieu. Des pêcheurs commerciaux de poissons-appâts ou des pêcheurs sportifs nous ont également signalé leur présence ailleurs dans la rivière, à Saint-Jean-sur-Richelieu (20 km en aval) et à Chambly (42 km en aval), ainsi que dans le ruisseau Ewing, un petit tributaire de la baie Missisquoi. Leur identité n'a cependant pu être confirmée par l'examen des spécimens. L'évolution des captures automnales des pêcheurs commerciaux, de quelques individus en 1994 à près de 200 en 2000, montre que la population de l'espèce est croissante, bien qu'elle semble encore faible pour le moment. En effet, la tanche ne représente qu'une petite proportion des poissons capturés dans les verveux des pêcheurs commerciaux. De même, lors des relevés expérimentaux de l'été 2000 dans le Haut-Richelieu, sur les 2 499 poissons échantillonnés avec des filets maillants et des verveux, seulement 8 étaient des tanches. Cette faible abondance apparente doit cependant être interprétée avec précaution. La tanche est reconnue comme étant un animal difficile à capturer, aux habitudes nocturnes et qui vit enfoui dans la vase ou abrité dans des herbiers touffus de végétation flottante ou submergée (Weatherley, 1959; Degiorgi, 1994). Nous avons d'ailleurs été à même de constater le caractère cryptique de ce poisson lorsque nous avons procédé à l'empoisonnement des étangs d'élevage de Saint-Alexandre en juin et septembre 2000. Des centaines de tanches y ont été capturées, rarement lors des premiers coups de seine, mais plutôt après des pêches répétées au fond d'étangs presque asséchés par une vidange.

Les milieux aquatiques où les captures ont été faites ressemblent aux habitats de prédilection de la tanche décrits dans la littérature scientifique. Il s'agit de grandes baies herbeuses et peu profondes, au voisinage de marais et de forêts marécageuses (par exemple la baie des Anglais ou la baie McGillivray sur la rivière Richelieu) ou de tributaires au courant très lent bordés d'herbiers denses (comme la rivière du Sud). La température estivale de l'eau peut y être élevée (>25 °C) et la concentration en oxygène dissous très faible.

Apparemment peu abondante dans le Haut-Richelieu, la tanche s'est cependant très bien adaptée à son nouveau milieu, et vraisemblablement beaucoup mieux que dans les étangs de Saint-Alexandre. En effet, les tailles des spécimens échantillonnés dans le milieu naturel entre novembre 1999 et juillet 2000 sont nettement plus grandes et d'une gamme plus étendue que celles qui ont été mesurées dans les étangs ($P<0,001$; test de Mann-Whitney) (figure 3). Elles varient de 169 à 519 mm (de 87 à 1 918 g) dans le premier cas et de 42 à 265 mm (1 à 187 g) dans le second. Il en est de même de l'embonpoint, tel que mesuré au moyen du coefficient de condition de Fulton, soit le rapport du poids du spécimen sur la valeur cubique de sa longueur (Ricker, 1971). Les valeurs atteintes dans la rivière Richelieu sont relativement élevées par rapport à celles des tanches en élevage ou en milieu naturel en Eurasie (tableau 1).

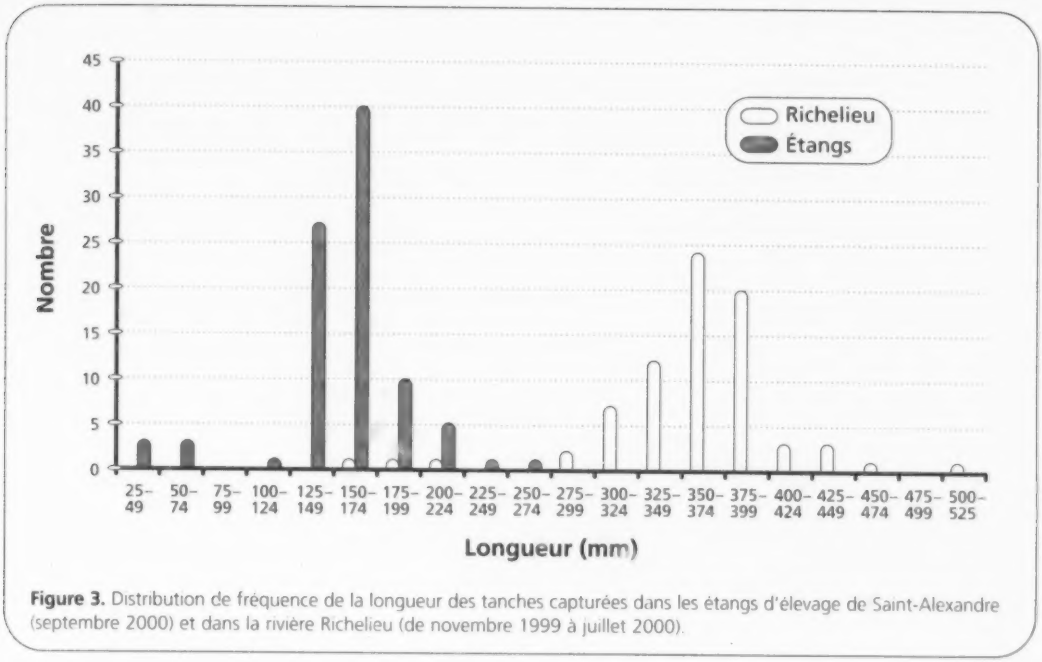


Figure 3. Distribution de fréquence de la longueur des tanches capturées dans les étangs d'élevage de Saint-Alexandre (septembre 2000) et dans la rivière Richelieu (de novembre 1999 à juillet 2000).

Tableau 1. Valeurs moyennes et limites (entre parenthèses) du coefficient de condition K de Fulton de la tanche dans différents milieux naturels ou d'élevage

Endroit	Coefficient de condition de Fulton				Référence
	Tous les spécimens	Moins de 265 mm	Femelles	Mâles	
Rivière Richelieu	1,6 (1,32 à 1,9) (novembre à juillet)	1,74 (1,69 à 1,79) (avril à juillet)			Cette étude
Saint-Alexandre (étangs d'élevage)		1,18 (0,9 à 1,53) (septembre)			Cette étude
Lac Killarney (Irlande)			1,6 (été)	1,53 à 1,64 (été)	O'Maoileidigh et Bracken, 1989
France (étangs d'élevage)					Bachasson, 1995
Dombes	0,94 (0,82 à 1,11)				
Brenne	1,18 (1,02 à 1,42)				
Léman	1,24 (1,03 à 1,42)				
Forez	1,33 (1,04 à 1,74)				
Sarthe	1,38 (1,02 à 1,79)				
Bourget	1,34				
Rhône-Alpes	2,54				
Lorraine	2,43 à 2,64				
Allemagne (étangs d'élevage)	1,33				Bachasson, 1995
Pologne (étangs d'élevage)	1,37				Bachasson, 1995
Delta du Danube			2,84	2,71	Moroz, 1968

Les données disponibles sur les petits spécimens suggèrent également que, à taille comparable, la condition est plus élevée dans le milieu naturel que dans les étangs de Saint-Alexandre (tableau 1).

La reproduction dans la rivière Richelieu a été confirmée par la capture de six spécimens sexuellement matures (317 à 398 mm de longueur) au cours de la première quinzaine de juillet et de trois poissons âgés de deux ans (en avril et juillet), fort probablement nés dans le milieu naturel. La grande fécondité de l'espèce a également été vérifiée, une femelle de 394 mm (986 g) disposant de 221 750 œufs. Les ovaires de cette femelle étaient constitués d'œufs appartenant à deux classes de taille (0,3 à 0,5 mm et 0,7 à 1,0 mm), ce qui laisse supposer que, comme les populations eurasiennes, la tanche de la rivière Richelieu peut étaler sa période de reproduction sur plusieurs mois. Le contenu stomacal des huit tanches récupérées en juillet confirme également le caractère opportuniste de ce poisson, une grande variété de proies animales y ayant été recensées, dont des mollusques, des crustacés et des larves d'insectes.

Discussion

Libérée dans le milieu naturel au début des années 1990, la tanche doit maintenant être considérée comme naturalisée au Québec. Sa population dans le Haut-Richelieu est croissante. La gamme des tailles observées est étendue et comprend des poissons en bas âge. La maturité sexuelle est atteinte chez certains individus de plus de 30 cm. En outre, l'espèce semble prospérer dans ce secteur d'eau lente qui offre de grandes superficies de marais et d'herbiers littoraux : elle présente un bon coefficient de condition et, en une dizaine d'années, elle a atteint des tailles maximales élevées.

Pour le moment, l'aire de répartition de la tanche paraît peu étendue et le processus de dispersion relativement lent comparativement à certaines espèces exotiques mieux connues. Par exemple, la carpe, qui a été introduite en Amérique du Nord en 1831, a été signalée pour la première fois à l'extrémité ouest du lac Ontario en 1890, au voisinage de Toronto en 1901 et à l'extrémité est du lac en 1907. Dès 1911, elle était considérée comme un fléau dans le cours supérieur du fleuve Saint-Laurent. La source de cette invasion aurait été la libération accidentelle de spécimens d'élevage dans de petits tributaires de l'État de New York (MacCrimmon, 1972). Introduite en 1986, par les eaux de ballast de navires, la moule zébrée (*Dreissena polymorpha* (Pallas)) a colonisé en moins de cinq ans une grande partie du bassin hydrographique du réseau Saint-Laurent–Grands Lacs ainsi que celui des fleuves Mississippi et Hudson (Griffiths *et al.*, 1991). Le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus* (Pallas)), un petit poisson eurasien, a fait son apparition dans la rivière Sainte Claire en 1990. Cinq ans plus tard, il était déjà présent dans au moins quatre des Grands Lacs (Érié, Michigan, Supérieur et Ontario) (Fuller *et al.*, 1999). En 1997, sa capture était mentionnée pour la première fois dans le fleuve Saint-Laurent au voisinage de Québec (voir l'article de De Lafontaine et Costan dans le présent ouvrage, p. 73).

Les trois intrus cités en exemple ci-dessus ont provoqué et provoquent toujours des bouleversements majeurs dans les écosystèmes aquatiques nord-américains. Cependant, la plupart des 157 espèces introduites dans le réseau Saint-Laurent–Grands Lacs (voir De Lafontaine et Costan dans le présent ouvrage), n'ont pas eu de progression aussi spectaculaire ni des effets aussi perceptibles. Nous ne pouvons prédire ce qu'il adviendra dans le cas de la tanche. C'est une espèce longévive, féconde, opportuniste, ubiquiste et très tolérante aux faibles concentrations en oxygène. Ses mœurs discrètes la rendraient relativement peu vulnérable à la prédation (Brönmark *et al.*, 1995). Sa répartition eurasienne dans des régions froides comme la Scandinavie et la Sibérie montre qu'elle est en mesure de s'adapter aux conditions hivernales locales. Elle dispose donc de la capacité de se disperser dans la rivière Richelieu, le lac Champlain et le fleuve Saint-Laurent, des milieux où ses habitats préférés abondent. Son transfert dans les Grands Lacs est également possible, via le Saint-Laurent ou le réseau Lac Champlain–fleuve Hudson–Canal Érié. Elle pourrait même gagner les eaux saumâtres de l'estuaire du Saint-Laurent. Cette dispersion sera vraisemblablement lente (voir De Lafontaine et Costan dans le présent ouvrage), mais pourrait être accélérée par une intervention humaine, dans les eaux de ballast des nombreux navires faisant la navette entre les ports québécois et ceux des Grands Lacs, ou plus simplement par l'utilisation illégale de ce poisson robuste et tolérant comme appât pour la pêche ou comme poisson d'ornement dans les étangs décoratifs de plus en plus à la mode. Le Haut-Richelieu étant l'un des principaux secteurs d'approvisionnement des pêcheurs commerciaux de poissons-appâts au Québec, les risques de dispersion de l'espèce dans d'autres systèmes hydrographiques sont également loin d'être négligeables.

Dans la plupart des endroits où la tanche a été introduite, y compris le petit réseau hydrographique du sud de la Colombie-Britannique, l'impact de sa présence est peu documenté (Fuller *et al.*, 1999; Scott et Crossman, 1974), vraisemblablement parce que ces préoccupations ne suscitaient que très peu d'intérêt au XIX^{e} siècle. Cependant, au Maryland et en Idaho, la tanche est considérée comme un fléau en raison de sa très grande abondance (Fuller *et al.*, 1999). Moyle (1976) estime que la tanche peut entrer en compétition sur le plan des ressources alimentaires avec les Cyprinidés indigènes de même qu'avec des espèces d'intérêt sportif. Comme la carpe, ses habitudes fouisseuses provoquent

la remise en suspension des sédiments, le déracinement de la végétation ainsi que l'accroissement de la turbidité et de la température de l'eau.

On ne peut exclure la possibilité que l'introduction de cette nouvelle espèce ait des répercussions sur les communautés aquatiques du sud du Québec. La tanche pourrait être en compétition avec certaines espèces indigènes, notamment celles qui fréquentent les herbiers denses ou les marais et qui s'alimentent d'invertébrés, comme la perchaude (*Perca flavescens* (Mitchill)), la barbotte brune (*Ameiurus nebulosus* (Lesueur)), certains crapets et certains Cyprinidés insectivores. La propagation de la tanche pourrait aussi représenter une menace supplémentaire pour le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi* Legendre), une espèce menacée pour laquelle la moitié inférieure du cours de la rivière Richelieu représente, sur le globe, le dernier milieu de vie où la reproduction est encore décelable (Mongeau *et al.*, 1988). L'alimentation de ce Catostomidé est basée presque exclusivement sur les mollusques (Mongeau *et al.*, 1992) et ses seules frayères connues sont situées dans cette rivière. D'autres chevaliers en situation précaire pourraient aussi être concernés comme le chevalier de rivière (*M. carinatum* (Cope)), considéré comme espèce en péri au Canada depuis 1983 (Parker, 1988) et le chevalier jaune (*M. valenciennesi* Jordan), qui pourrait recevoir le même statut sous peu (Campbell, 1998). De récentes études effectuées dans la rivière Richelieu montrent qu'au moins dans la première année de vie, les chevaliers sont dépendants des herbiers littoraux (Vachon, 1999).

Enfin, l'introduction des tanches (et des carpes miroirs) et leur libération dans le milieu naturel peut y avoir entraîné celle d'organismes pathogènes non indigènes. Observables en situation d'élevage, mais difficiles à documenter dans le milieu naturel à moins que ces organismes atteignent un stade épidémique, les effets de tels transferts peuvent parfois être dramatiques pour la faune indigène. Ainsi, l'importation à des fins d'élevage de l'anguille japonaise (*Anguilla japonica* Temminck et Schlegel) en Allemagne a été à la source de la dispersion en quelques années d'un nématode, *Anguillicola crassus* Kuwahara, Niimi et Itagaki, parasite de la vessie natatoire qui affecte maintenant la quasi totalité des stocks d'anguille européenne (*A. anguilla* (L.)) et compromet leur capacité à effectuer les très longues migrations de retour vers les lieux de reproduction de l'espèce en mer des Sargasses (Peters et Hartmann, 1986). Ce même parasite est maintenant présent en Amérique du Nord, cette fois en raison de l'importation de l'anguille européenne à des fins d'élevage (Barse et Secor, 1999).

Conclusion

L'implantation de la tanche dans le sud du Québec et son éventuelle dispersion dans le réseau du lac Champlain et du fleuve Saint-Laurent sont le fruit de l'insouciance et du laxisme. L'improbable s'est produit et n'aurait pas dû se produire. Trente petits spécimens, importés en 1986, auront suffi à la mise en place d'une souche locale maintenant naturalisée. L'éleveur responsable avait été informé qu'au Québec toute activité reliée au transport vivant et à l'élevage à des fins de production alimentaire n'était autorisé que pour un petit groupe d'espèces de poissons dont étaient exclues la carpe et la tanche. À la douane, un manque de communication entre les divers organismes fédéraux et provinciaux concernés et un flou réglementaire lié notamment, mais non exclusivement, à une définition trop large de l'aquariophilie ont permis l'entrée de l'espèce au Canada. Dans le doute, aucune quarantaine n'a été imposée. En 1990 et 1991, à tout le moins, des tanches ont été libérées dans le réseau de drainage des étangs d'origine, sans précautions. En 1991, ni le MAPAQ, qui s'est contenté de limiter les dégâts localement, ni le MLCP, qui a assimilé cet élevage de tanches dans ce vaste réseau d'étangs turbides à de l'aquariophilie, n'ont pris les mesures requises pour tenter d'éviter leur implantation. Ce n'est qu'en 2000 que les étangs d'origine ont été empoisonnés. Et ce n'est vraisemblablement qu'en avril 2002, après deux ans et demi d'un long processus provincial-fédéral d'approbation, que la tanche aura été ajoutée à la liste des espèces dont l'utilisation comme appât est interdite au Québec.

Le problème suscite clairement l'intérêt du public. Après l'identification des premiers spécimens dans la rivière Richelieu, nous avons diffusé un bref communiqué de presse pour sensibiliser les gens aux risques des transferts de poissons et leur demander de nous signaler la capture de tanches. Suite à ce communiqué, et pendant au moins un mois, nous avons dû répondre à plus de 25 demandes d'entrevues de la presse écrite et électronique régionale, nationale et même internationale, du jamais vu dans l'histoire de notre Direction. En 1990, le Conseil des ministres de la Faune du Canada adoptait la Politique des espèces sauvages pour le Canada (Conseil canadien des ministres de la faune, 1990). Celle-ci prévoit, entre autres critères, que l'introduction n'est envisageable que si aucune incidence environnementale négative non contrôlable n'est prévue. En signant la Convention des Nations Unies sur la diversité biologique de 1992, le Canada s'est aussi engagé à élaborer des stratégies, plans ou programmes nationaux visant à assurer la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique. L'article 1.58 de la stratégie canadienne de la biodiversité prévoit de « Réduire à des niveaux acceptables ou éliminer les effets nocifs, sur la biodiversité aquatique, de l'introduction d'espèces qui résulte de projets d'aquiculture, de programmes d'amélioration des pêches et de transferts d'eau et d'organismes entre bassins ».

En pratique, de tels buts ne pourront être atteints que si la communication entre les différents organismes gouvernementaux responsables est accrue, les flous juridiques éliminés, la réglementation harmonisée, renforcée et mise en application rigoureusement. Le public doit également être sensibilisé aux risques que comportent pour la faune indigène certains gestes qui peuvent paraître anodins, comme la libération dans le milieu naturel de poissons appâts ou d'ornement.

Remerciements

Nous tenons à souligner la grande collaboration des trois pêcheurs commerciaux du Haut-Richelieu, G. Laramé, P. Gosselin et R. Beaudin. Sans leur perspicacité, la présence de tanches dans la rivière Richelieu aurait été découverte plus tardivement. Nous voulons aussi remercier E. Holm, E.J. Crossman, C.B. Renaud, J. Anderson, P. Elie, O. Schlumberger, J.F. Bergeron, Y. Mailhot, P.-Y. Collin, A. Deschênes, R. Rioux, F. Neeser, G. Neeser, E. Neeser, J.-P. Dorion, S. Gonthier, J. Dubé et L. Lapierre pour les informations qu'ils ont transmises sur la répartition et la biologie de la tanche ainsi que sur la source probable de son introduction. C. Sirois, H. Massé, V. Boivin, A. Lincourt, M. Szapiel, A.-W. Van der Toorn, D. Bourbeau, D. Dolan, S. Dubois, F. Pelletier, P. Mathieu, P. Bérard et Nathalie Dubuc ont participé aux travaux sur le terrain et en laboratoire. Y. de Lafontaine et E. Muckle-Jeffs ont suscité la réalisation de ce document. P. Nantel et D. Rochon en ont fait la révision.

Références

Conseil canadien des ministres de la faune. 1990. Une politique des espèces sauvages pour le Canada. Service canadien de la faune, Ottawa (Ont.). 32 p.

Bachasson, B. 1995. Étude de quelques aspects de la morphologie, de la biologie et de la pisciculture de la tanche (*Tinca tinca* L.). Thèse de doctorat 114-95, Université Claude Bernard, Lyon 1 (France).

Banarescu, P.; Blanc, M.; Gaudet, J.-L.; Hureau, J.C. 1971. Poissons des eaux continentales d'Europe. Catalogue multilingue. FAO, Fishing News (Books) Ltd., London.

Barse, A.M.; Secor, D.H. 1999. An exotic nematode parasite of the American eel. Fisheries (Bethesda) 24(2):6-10.

Berg, L.S. 1964. Freshwater fishes of the USSR and adjacent countries, 4th edition. Vol. II. Translated from Russian for the Smithsonian Institution and the National Science Foundation by Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, Israel.

Brönmark, C.; Paszkowski, C.A.; Tonn, W.M.; Hargeby, A. 1995. Predation as a determinant of size structure in populations of crucian carp (*Carassius carassius*) and tench (*Tinca tinca*). Ecol. Freshw. Fish 4:85-92.

Campbell, R.R. 1998. Rare endangered fishes and marine mammals of Canada: COSEWIC fish and marine mammal subcommittee status report : XII. Can. Field-Nat. 112:94-97.

Degiorgi, F. 1994. Étude de l'organisation spatiale de l'ichtyofaune lacustre — prospection multisaisonnière de 6 plans d'eau de l'est de la France à l'aide de filets verticaux. Thèse de doctorat 389, Université de Franche-Comté (France).

De Muus, B.J.; Dahlström, P. 1981. Guide des poissons d'eau douce et pêche, 3e éd. Delachaux et Niestlé S.A., Neuchâtel (Suisse). 224 p.

Desrosiers, A. 1995. Liste de la faune vertébrée du Québec. Gouv. du Québec, Min. de l'Environnement et de la Faune. Les Publications du Québec, Québec (Qc). 130 p.

Fuller, P.L.; Nico, L.G.; Williams, J.D. 1999. Nonindigenous fishes introduced into inland waters of the United States. Am. Fish. Soc. Spec. Publ. 27, Bethesda, MD. 613 p.

Griffiths, R.W.; Schloesser, D.W.; Leach, J.H.; Kovalak, W.P. 1991. Distribution and dispersal of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in the Great Lakes region. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48:1381-1388.

Guibert, A. 2000. La tanche (*Tinca tinca*) dans le Haut-Richelieu : État des connaissances et perspectives. Rapport de stage pour l'obtention d'une Maîtrise des sciences et techniques en ingénierie des milieux aquatiques et corridors fluviaux, Université de Tours (France).

Lee, D.S.; Gilbert, C.R.; Hocutt, C.H.; Jenkins, R.E.; McAllister, D.E.; Stauffer, J.R., Jr. 1980. Atlas of North American freshwater fishes. Publ. 1980-12, North Carolina State Museum of Natural History, Raleigh, NC. 854 p.

McCrimmon, H.R. 1972. La carpe au Canada. Fish. Res. Board Can. Bull. 165.

Mongeau, J.-R.; Dumont, P.; Cloutier, L.; Clément, A.M. 1988. Le statut du suceur cuivré au Canada. Can. Field-Nat. 102:132-139.

Mongeau, J.-R.; Dumont, P.; Cloutier, L. 1992. La biologie du suceur cuivré (*Moxostoma hubbsi*) comparée à celle de quatre autres espèces de *Moxostoma* (*M. anisurum*, *M. carinatum*, *M. macrolepidotum*, *M. valenciennesi*). Can. J. Zool. 70:1354-1363.

Moroz, V.N. 1968. Biology of the tench, *Tinca tinca* (L.), in the Kiliya Channel, Danube Delta. Probl. Ichthyol. 8:81-89.

Moyle, P.B. 1976. Inland fishes of California. University of California Press. Berkeley, CA. 405 p.

O'Maoileidigh, N.; Bracken, J.J. 1989. Biology of the tench, *Tinca tinca*, in an Irish lake. Aquac. Fish. Manag. 20:199-209.

Parker, B. J. 1988. Updated status of the river redhorse, *Moxostoma carinatum*, in Canada. Can. Field-Nat. 102:140–146.

Pêches et Océans Canada. 2001. Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques. Ottawa (Ont.).

Peters, G.; Hartmann, F. 1986. *Anguillicola*, a parasite nematode of the swimbladder spreading among populations in Europe. Dis. Aquat. Org. 1:229–230.

Ricker, W.E., ed. 1971. Methods of assessment of fish production in fresh waters. IBP Handbook No. 3, 2nd ed., Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Scott, W.B.; Crossman, E.J. 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Min. de l'Environnement, Service des pêches et des sciences de la mer. Bull. 194. Ottawa (Ont.).

Vachon, N.; Dumont, P. 2000. Caractérisation des premières mentions de captures de la tanche (*Tinca tinca*) dans le Haut-Richelieu (Québec). Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Montérégie, Longueuil (Qc). Rapport technique 16–07.

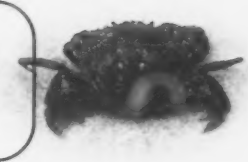
Vachon, N. 1999. Écologie des juvéniles 0+ et 1+ de chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*), une espèce menacée, comparée à celle des quatre autres espèces de *Moxostoma* (*M. anisurum, M. carinatum, M. macrolepidotum, M. valenciennesi*) dans le système de la rivière Richelieu. Mémoire de maîtrise en sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, 191 p.

Vostradovsky, J. 1975. Poissons d'eau douce. Atlas illustré. Deuxième édition. Gründ, Paris (France).

Weatherley, A.H. 1959. Some features of the biology of the tench *Tinca tinca* (Linnaeus) in Tasmania. J. Anim. Ecol. 28:73–87.

Wright, R.M.; Giles, N. 1991. The population biology of tench, *Tinca tinca* (L.), in two gravel pit lakes. J. Fish Biol. 38:17–28.

Introductions du crabe vert en Amérique du Nord : leçons de l'Atlantique et du Pacifique



Glen S. Jamieson

Le crabe vert européen (ou crabe enragé) (*Carcinus maenas* (L.)) (Decapoda : Portunidae) est originaire des eaux tempérées de la Méditerranée et de l'Est de l'Atlantique, de la Mauritanie à la Norvège. Il a été introduit, de façon probablement accidentelle, en plusieurs points du monde, notamment dans l'Atlantique Ouest au début du XIX^{e} siècle, et dans le Pacifique Est près de San Francisco (CA) à la fin des années 1980. Plusieurs documents décrivent l'ensemble de ces introductions en Amérique du Nord (Atlantique : Williams, 1984; Pacifique : Grosholz et Ruiz, 1995; Grosholz, 1996; Dumbauld et Kauffman, 1998; Hunt *et al.*, 1998; Jamieson *et al.*, 1998); toutefois, à l'heure actuelle, aucune étude n'a examiné les processus océanographiques qui ont influé sur l'extension de l'aire de cette espèce, information pourtant pertinente pour plusieurs raisons.

Tout d'abord, le crabe vert étant une espèce nouvelle dans ces régions, sa dispersion est relativement facile à documenter et à corréler à des processus océanographiques, comme le régime des courants marins. Une telle analyse permettrait de mieux comprendre comment ces processus influent sur la dispersion des organismes planctoniques en migration verticale nycthémérale, c'est-à-dire les espèces méroplanctoniques, notamment les larves de nombreuses espèces exotiques et indigènes; une telle information serait difficile a obtenir autrement. Les larves des espèces indigènes de différentes origines sont généralement mélangées, ce qui brouille les schémas de dispersion à partir de sources spécifiques (Pulliam, 1988; Roberts, 1998). Pour préserver la dynamique d'une métapopulation, il peut être particulièrement utile d'identifier les populations sources importantes des espèces indigènes afin de les protéger. À cet égard, un modèle concernant une espèce exotique peut présenter une occasion unique de repérer des sites potentiellement importants.

Deuxièmement, si l'on connaît le schéma de dispersion d'une espèce exotique, on peut évaluer son impact sur l'écosystème indigène. Idéalement, on pourrait effectuer une surveillance préinvasion dans les régions où le crabe vert n'est pas encore présent, mais où il va probablement se retrouver à cause de l'extension de son aire de distribution. Une fois qu'il aura été observé dans un endroit particulier, on pourra évaluer son impact sur la dynamique des populations des espèces indigènes.

Troisièmement, on étudie actuellement les sites possibles pour le rejet approuvé des eaux de lest à l'aide de modèles informatisés qui prédisent la dispersion des particules à partir d'une source ponctuelle (M. Foreman, Pêches et Océans Canada, Sidney [C.-B.], comm. pers.). La connaissance du schéma de distribution d'une espèce exotique servant de modèle peut aider à valider les prédictions. Idéalement, les lieux potentiels de rejet devraient être des sites constituant des puits de dispersion, c'est-à-dire des endroits d'où il est peu probable que les larves puissent se disperser de façon importante (Pulliam, 1988; Roberts, 1998). Si une espèce exotique peut avoir un impact économique négatif à un endroit, un avertissement quant à son risque d'apparition pourra inciter à mettre au point des mesures d'atténuation.

Pour toutes ces raisons, nous examinons ici les schémas généraux d'extension de l'aire du crabe vert qui ont été notés jusqu'à maintenant dans les régions septentrionales de l'Ouest de l'Atlantique et de l'Est du Pacifique, et nous les comparons dans le contexte de l'océanographie régionale de l'Amérique du Nord. Ce chapitre examine pourquoi le taux d'extension de l'aire du crabe vert sur la côte du Pacifique a récemment connu une augmentation spectaculaire et en quoi cette espèce pourrait nuire à l'habitat et à la pêche commerciale de bivalves dans les eaux relativement protégées de l'État de Washington et de la Colombie-Britannique.

Extension de l'aire le long de la côte atlantique de l'Amérique du Nord

Le crabe vert (figure 1) a vraisemblablement été introduit sur le littoral de l'Atlantique Ouest à partir de

Figure 1. Crabe vert européen. Photo de R. Elner, ministère de l'Environnement, Service canadien de la faune, Delta (C.-B.).

la région de New York, car S.I. Smith signale en 1879 que son aire était centrée autour de Long Island et allait de Provincetown, cap Cod (MA), jusqu'à la baie Great Egg Harbor (NJ) (Berrick, 1986). Au Canada, c'est à St. Andrews (N.-B.), en 1951, que la présence du crabe vert a été signalée pour la première fois, et dès 1954, l'espèce était considérée comme abondante et vue comme un prédateur important des bivalves (MacPhail *et al.*, 1955; figure 2). C'est vers le milieu des années 1950 qu'on l'a découvert pour la première fois au sud de la Nouvelle-Écosse (MacPhail *et al.*, 1955), et le crabe a remonté vers le nord, puisqu'il était présent dans les années 1970 dans la baie St. Margarets (G. Jamieson, observation personnelle), mais n'avait pas encore atteint le Cap-Breton à la fin des années 1980 (R. Elner, Environnement Canada, Delta [C.-B.], comm. pers.); il a été observé près de Port Hawkesbury (N.-É.) depuis au moins 1992 (J. Tremblay, Pêches et Océans Canada, Halifax [N.-É.], comm. pers.). À la fin des années 1990, il avait atteint le lac Bras d'Or (J. Tremblay, comm. pers.). D'après les renseignements fournis par des pêcheurs d'anguilles au filet, l'aire de l'espèce a commencé à s'étendre dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 1995. Le crabe a graduellement avancé vers le nord le long de la côte occidentale de l'île du Cap-Breton, et on l'a signalé en 1998 dans la baie St. Lawrence, à la pointe nord du Cap-Breton. Les pêcheurs d'anguilles de l'est de l'Île-du-Prince-Édouard ont commencé à capturer des crabes verts en 1998; en 1999, les captures avaient considérablement augmenté (M. Moriyasu, Pêches et Océans Canada, Moncton [N.-B.], comm. pers.).

Ce schéma indique qu'il a fallu près de 40 ans au crabe vert pour étendre son aire de Yarmouth à Port Hawkesbury, distance linéaire de quelque 540 km, ce qui donne un taux moyen de dispersion d'environ 14 km par année. Le crabe vert a franchi les écluses de la levée de Canso et, une fois établi dans la baie St. Georges, en Nouvelle-Écosse, c'est-à-dire dans le golfe du Saint-Laurent, il a apparemment élargi son aire beaucoup plus rapidement.

Le régime général des courants et des températures de l'eau dans le sud du golfe du Saint-Laurent et le long de la côte océanique de la Nouvelle-Écosse montre que, sur la côte océanique de la Nouvelle-Écosse, les courants littoraux se dirigent vers le sud-ouest, du Cap-Breton vers le sud de la Nouvelle-Écosse, mais que les vents et les tourbillons autour des caps créent un régime complexe de courants (Loder *et al.*, 1998). Dans le golfe du

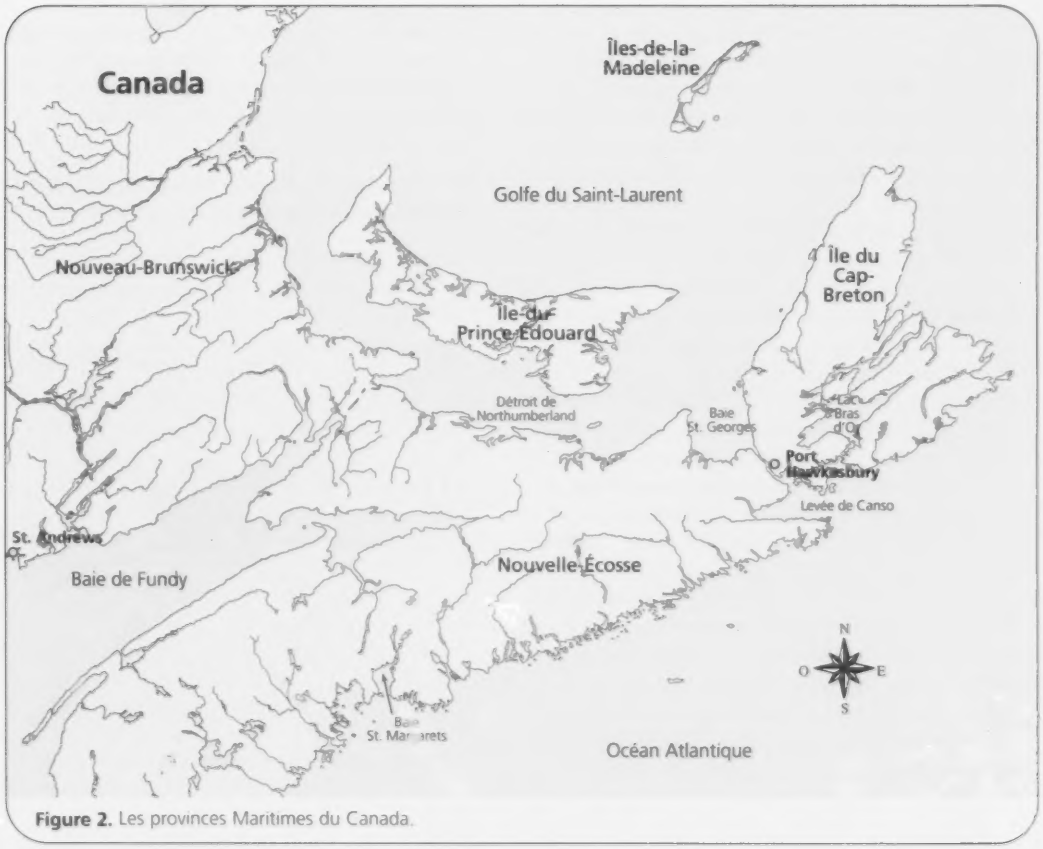


Figure 2. Les provinces Maritimes du Canada.

Saint-Laurent, l'écoulement de surface du fleuve Saint-Laurent, le courant de Gaspé, contourne la Gaspésie, puis se dirige vers le sud des hauts-fonds madeliniens et longe le littoral nord-est de l'Île-du-Prince-Édouard et la côte ouest du Cap-Breton (K. Drinkwater, Pêches et Océans Canada, Halifax [N.-É.], comm. pers.). Le crabe vert a donc tendance à se disperser en sens contraire des courants dominants sur la côte océanique de la Nouvelle-Écosse, mais probablement avec les courants dans le sud du golfe du Saint-Laurent. C'est vraisemblablement ce qui explique l'extension relativement rapide de son aire, qui se produit actuellement dans cette dernière région, où le crabe vert s'est récemment dispersé sur 200 km de littoral en deux ou trois ans. Ce taux de dispersion permet aussi de penser que le phénomène est probablement naturel et n'est pas accéléré par un transport accidentel ou intentionnel dû aux humains, ce qui aurait plutôt fait accroître brusquement le taux de dispersion. Les tempêtes périodiques à grande échelle, comme les ouragans, peuvent faire augmenter le taux de dispersion pendant l'été et l'automne, mais seulement si elles se produisent au moment où les larves planctoniques sont présentes.

Les températures de l'eau semblent idéales pour le crabe vert pendant l'été : 10 à 16 °C sur la côte océanique de la Nouvelle-Écosse et température plus élevée dans les zones infralittorales peu profondes du sud du golfe. En hiver, les températures de l'ordre de 0 à 2 °C sont assez basses pour empêcher la croissance (Berril [1982] signale un arrêt de la croissance dans les eaux plus méridionales du Maine entre la mi-octobre et le mois de mai), mais sont tolérables, puisque le crabe vert y est présent. Pendant la plus grande partie de l'année, les températures de l'eau sont relativement basses, ce qui a probablement pour résultat que le crabe vert, à tout le moins sur la côte océanique de la Nouvelle-Écosse, se reproduit seulement une fois par an. Il est possible qu'il ponde plus d'une fois à certains endroits du sud du golfe du Saint-Laurent, où les eaux sont assez chaudes pendant une période suffisamment longue en été, notamment dans les estuaires peu profonds.

Sur la côte atlantique du Canada, le crabe vert est présent des zones intertidales aux zones infralittorales, dans des habitats aussi bien rocheux que sédimentaires, y compris les plages de sable, les battures et les marais salés. Chapman *et al.* (voir le présent ouvrage, page 133) jugent que, outre qu'ils réduisent la densité des bivalves, les crabes verts qui fouissent dans les sédiments de surface pour échapper au dessèchement et à la prédation par les oiseaux à marée basse (Reise, 1985) peuvent nuire aux racines et aux rhizomes des plantes marines ou palustres sur les battures. Ce phénomène pourrait modifier la végétation palustre si les densités des populations de crabes verts s'élevaient dans les marais salés du Canada atlantique.

Extension de l'aire le long de la côte du Pacifique de l'Amérique du Nord

Le crabe vert est resté confiné à la baie de San Francisco de 1989-1990 à 1993, année où on l'a découvert dans la baie Bodega, à quelque 100 km au nord (Cohen *et al.*, 1995; Grosholz et Ruiz, 1995). Il a graduellement étendu son aire vers le nord de la Californie au rythme d'environ 55 km par année jusqu'à la baie Humboldt, s'installant dans les petits estuaires de la côte océanique. Toutefois, en 1997, on a trouvé des adultes dans la baie Coos (Oregon), à 300 km au nord de la baie Humboldt; en 1998, dans la baie Grays Harbor (Washington), à 425 km plus au nord; enfin, en 1999, dans le chenal Barkley Sound (C.-B.), soit 225 km plus au nord. En 2000, on a trouvé des crabes verts dans le chenal Clayoquot Sound et la baie Nootka Sound, soit 100 km plus au nord sur la côte ouest de l'île de Vancouver (figure 3), ce qui représente un déplacement de quelque 1050 km en moins de deux à trois années.

Le régime général des courants sur la côte Ouest de l'Amérique du Nord, au nord de San Francisco, est

Figure 3. La côte Ouest de l'Amérique du Nord, du nord de la Californie au sud de la Colombie-Britannique.

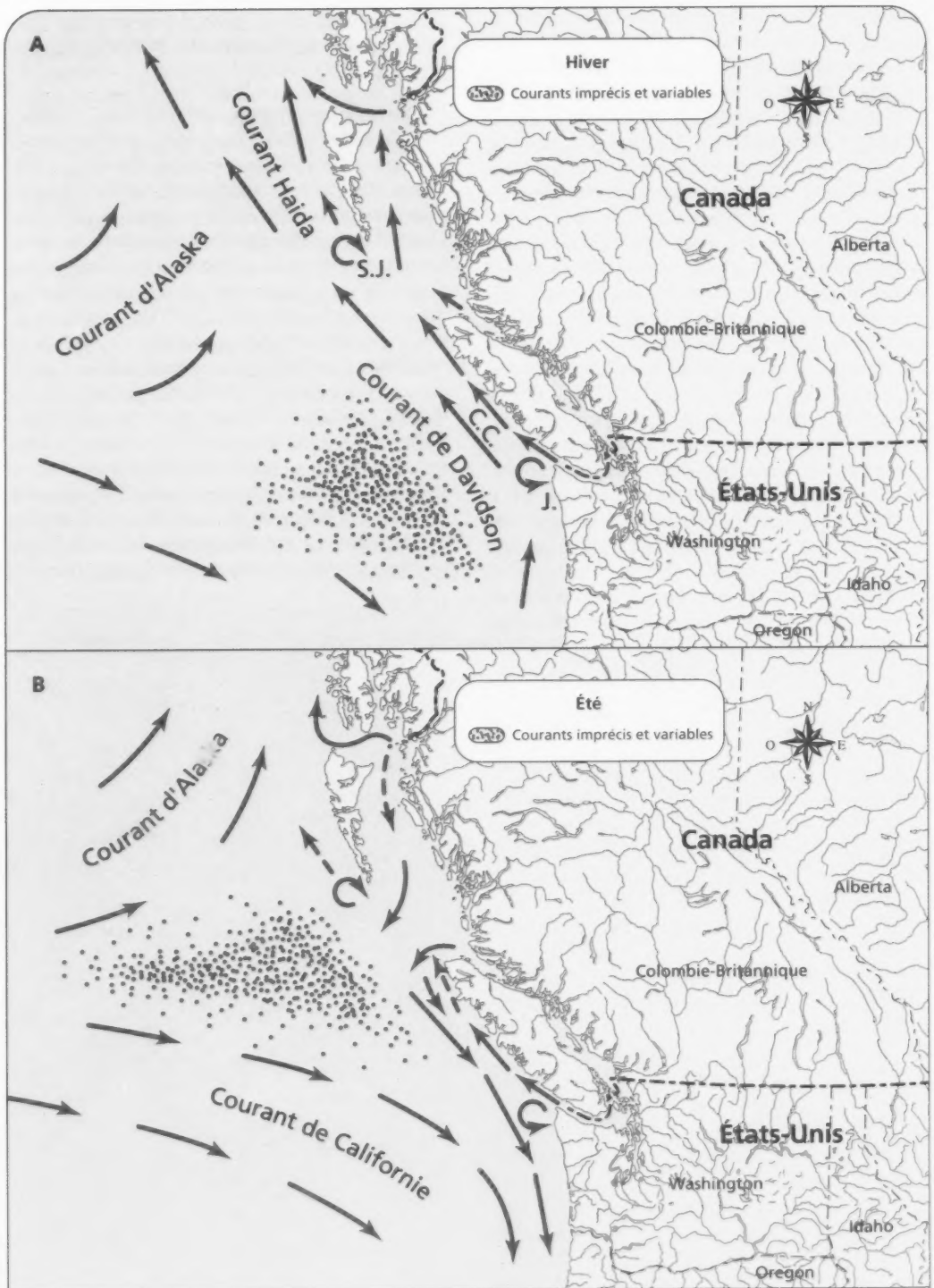


Figure 4. Régime de circulation de surface dans le Pacifique Nord-Est pour A) l'hiver et B) l'été, d'après les relevés des propriétés de l'eau et les renseignements sur la dérive des navires. J., tourbillon Juan de Fuca; C.C., courant côtier de l'île de Vancouver; S.J., tourbillon du cap St. James (tiré de Thomson *et al.*, 1989).

nettement différent de ce qu'il est sur la côte Est (Thomson *et al.*, 1989). Il se caractérise par une inversion saisonnière de la direction d'écoulement du courant littoral, avec en hiver le courant Davidson, qui remonte vers le nord, et en été le courant de Californie, qui descend vers le sud (figure 4). Les périodes où les courants changent de direction sont appelées les transitions du printemps et de l'automne. Ces transitions ne sont pas instantanées : en 1998, par exemple, la transition du printemps a duré du 25 février jusqu'aux alentours du 6 mai. Pendant ces transitions, les courants sont irréguliers et aucune direction nette ne domine. Près de l'île de Vancouver, le courant qui sort du détroit de Juan de Fuca, poussé par l'apport du Fraser, s'écoule vers le nord tout au long de l'année et constitue le courant côtier de l'île de Vancouver.

À la différence des Maritimes, où l'on n'a jamais documenté de changement significatif du régime des courants entre les années El Niño et les autres, on note des différences marquées sur la côte du Pacifique au large de l'Oregon et de la Colombie-Britannique (McKinnell *et al.*, 2001). Pendant les années El Niño, la transition du printemps peut être retardée et ne pas se maintenir aussi rigoureusement que d'habitude. El Niño provoque aussi un transport plus net vers le nord, moins de remontée d'eau et de mouvement vers le large dans les zones côtières et une hausse de plusieurs degrés Celsius de la température au large de la Colombie-Britannique (I. Perry, Pêches et Océans, Nanaimo [C.-B.], comm. pers.).

Les températures des eaux côtières, du nord de la Californie à la Colombie-Britannique, sont généralement comparables à celles de la côte océanique de la Nouvelle-Écosse en été, c'est-à-dire de 12 à 16 °C, mais elles sont plus élevées en hiver, habituellement 8 à 10 °C. Toutefois, les températures des eaux peu profondes des estuaires, particulièrement des grands estuaires comme les baies Willapa et Grays Harbor (Washington), peuvent être beaucoup plus élevées et le demeurer pendant une plus longue période que dans l'Est du Canada. Une étude signale que, dans le sud de la mer du Nord (Belgique), certains crabes verts pondent plus d'une fois par an (D'Udekem d'Acoz, 1994). Étant donné que la saison de croissance du crabe vert dans certains estuaires du nord-est du Pacifique a vraisemblablement la même durée que dans le sud de la mer du Nord, les crabes verts se reproduisent probablement plus d'une fois par an, à tout le moins chez certaines populations de cette région, ce qui pourrait leur donner une période d'établissement sur le fond plus longue que celle des espèces de crabes indigènes. S'il est plausible que les courants puissent transporter les larves de crabes verts sur des distances considérables, nous n'avons pour le moment aucune donnée temporelle sur la durée de la phase planctonique et la distribution spatiale des crabes verts sur la côte Ouest de l'Amérique du Nord. Les études indiquent que l'espèce est vraisemblablement arrivée dans la partie sud de la côte océanique de l'État de Washington par l'intermédiaire de la dérive des larves avec les courants océaniques (Cook et Hanson, 2000; Carr et Dumbauld, 2000).

L'échelle des déplacements vers les États de l'Oregon et de Washington évoque une dispersion naturelle, étant donné que les crabes verts semblent être apparus dans plusieurs estuaires de façon presque simultanée et dans certains endroits des estuaires, ce qui élimine l'hypothèse du transport par les humains (Hunt *et al.*, 1998; Dumbauld et Kauffman, 1998). Par contre, la dispersion du crabe vert jusqu'en Colombie-Britannique, qui selon nous date de 1998 (Jamieson *et al.*, 2002), a pu être favorisée par des activités humaines. L'échelle du déplacement a été limitée, car à l'heure actuelle on n'a observé que de petits nombres de ces crabes en Colombie-Britannique. De plus, jusqu'à maintenant, la plupart des crabes ont été retrouvés au fond d'une baie, près de l'endroit où a été rejetée de l'eau de lest provenant d'une zone habitée par l'espèce. Une centaine de cargaisons de roches ont été transportées par barge de la baie Torquart, dans le chenal Barkley Sound (C.-B.), entre juillet et septembre 1998, jusqu'à la plage Wash-Away, dans la baie Willapa (Washington). Cinq barges, mesurant environ 65 m sur 20 m, ont été utilisées simultanément. À l'aide d'un système hydraulique, leur fond s'ouvrait pour libérer les roches et, quand il se refermait, de l'eau

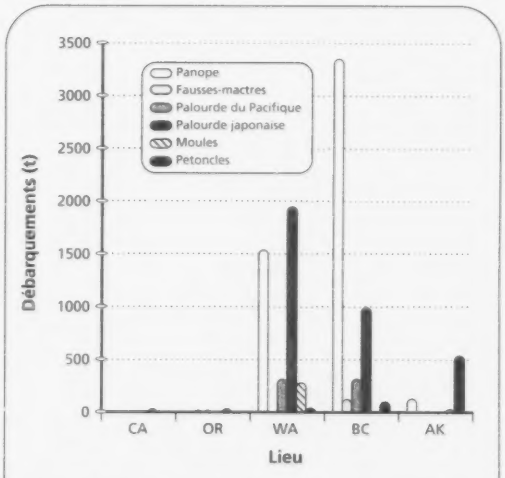


Figure 5. Débarquements de bivalves (tonnes) par type de coquillage et juridiction dans le Pacifique Nord-Est en 1991. Panope (*Panopea abrupta* (Conrad)); fausses-mactres (*Tresus* spp.); palourde du Pacifique (*Protothaca staminea* (Conrad)); palourde japonaise (*Venerupis philippinarum* (A. Adams et Reeve)); moules (*Mytilus* spp.); pétoncles (*Chlamys* spp.). CA, Californie; OR, Oregon; WA, Washington; BC, Colombie-Britannique; AK, Alaska.

de mer y était emprisonnée. Toutefois, même si les barges peuvent être un mécanisme qui a récemment amené un certain nombre de crabes verts en Colombie-Britannique, on ne peut éliminer la possibilité du transport par les courants, peut-être sous l'effet des tempêtes (Jamieson *et al.*, 2002). On en a récemment capturé quelques-uns, en 2001 et 2002, au nord du chenal Barkley Sound, sur la côte ouest de l'île de Vancouver, ce qui peut être attribuable au transport par les courants, bien qu'on ne connaisse pas l'origine des larves transportées.

En ce qui concerne l'impact du crabe vert ou de tout autre prédateur intertidal potentiellement important, l'État de Washington et la Colombie-Britannique sont les deux régions de l'Est du Pacifique Nord susceptibles d'être le plus affectées sur le plan économique. C'est là qu'on exploite le plus les bivalves intertidaux, soit par la récolte des coquillages sauvages, soit par la conchyliculture (Jamieson *et al.*, 1998; figure 5). Ce secteur d'activités, évalué à plus de 83 millions $US en 1996, s'est développé en l'absence d'un prédateur intertidal capable de dévorer de grandes quantités de bivalves de taille moyenne. La dynamique de la population et les relations écosystémiques d'une espèce introduite sont souvent complexes (voir, par exemple, McDonald *et al.*, 1998, 2000). On ne sait pas encore si le crabe vert va causer des perturbations écologiques et économiques à l'échelle régionale, mais le potentiel de nuisance d'un prédateur intertidal important existe toujours, ce qui fait ressortir la nécessité de limiter l'établissement des espèces exotiques.

Comparaisons entre les extensions de l'aire du crabe vert sur la côte Est et la côte Ouest

L'extension de l'aire du crabe vert est nettement différente sur la côte Est et sur la côte Ouest de l'Amérique du Nord, ce qui peut être lié en partie à des différences dans le régime océanographique. Toutefois, une interprétation sérieuse de ces schémas doit s'appuyer sur des renseignements concernant la durée, la distribution verticale et le comportement des larves de crabes verts dans la colonne d'eau. Cette information n'existe pas pour les eaux de l'Amérique du Nord, mais elle existe pour l'Europe (Queiroga, 1996). Bien que les larves de crabes verts éclosent généralement dans les estuaires, leur comportement dans le cycle maréal fait que la plupart des larves sont exportées vers le large (Zeng et Naylor, 1996). Le développement des larves passe par quatre premiers stades larvaires, appelés zoés, et un stade nageant relativement actif qui précède l'installation sur le fond, la mégalope (Rice et Ingle, 1975). Les mégalopes reviennent dans les estuaires et s'installent sur le fond sous la forme de premiers stades de crabe quatre à neuf semaines après l'éclosion, selon la température de l'eau pendant le développement (Dawirs, 1985; Mohamedeen et Hartnoll, 1989; Nagaraj, 1993). À 13,5 °C, avec une salinité de l'eau de mer de 35 parties par millier, le développement dure environ 56 jours (Queiroga, 1996).

Dans le Maine, on trouve des femelles œuvées au printemps et au début de l'été (Berril, 1982). Il existe peu de données publiées sur la présence de femelles œuvées dans les eaux du Pacifique. Yamada *et al.* (2000) notent que, dans les eaux de l'Oregon, la maturité sexuelle est atteinte en un an et que certaines femelles étaient œuvées en novembre et décembre, sans toutefois déclarer qu'il s'agit là de la principale saison d'incubation. Carr et Dumbauld (2000) signalent des femelles œuvées de crabes verts pendant les mois d'hiver et de printemps dans l'État de Washington. En Europe, on trouve des larves dans les eaux côtières pendant la plus grande partie de l'année, avec toutefois des pics d'abondance entre avril et juillet (Rees, 1952; Lindley, 1987). Il y a deux pontes dans les estuaires du Portugal, entre février et avril, puis en juin et juillet (Gonçalves, 1991; Paula, 1993; Queiroga, 1995).

L'étude de la distribution spatiale des larves de crabes verts dans les eaux du Portugal a montré que les larves sont confinées à la partie continentale et moyenne de la plate-forme, que les dernières zoés se retrouvent le plus loin vers le large, généralement de15 à 20 km de la côte, et que toutes les larves se trouvent à moins de 45 km de la côte (Queiroga, 1996). On a observé chez les mégalopes un déplacement vers le littoral, qui semblait se produire à une profondeur de moins de 30 m. Toutes les larves se trouvaient à une profondeur de 20 à 25 m pendant le jour et à environ 30 à 45 m au crépuscule, avec une plus grande variabilité pour les stades larvaires plus avancés.

Sur la côte océanique de la Nouvelle-Écosse, l'aire du crabe vert s'est étendue essentiellement à l'opposé des courants dominants. C'est une région à topographie complexe, qui compte de nombreuses baies et des caps rocheux et, si cela peut avoir facilité l'établissement des larves dans les baies, cette configuration peut avoir entravé la remontée d'une baie à l'autre. À un taux de dispersion d'environ 14 km par année, l'extension de l'aire peut être due principalement à la progression sur le fond des juvéniles et des adultes. Une fois le crabe établi dans la baie St. Georges, en Nouvelle-Écosse, dans le golfe du Saint-Laurent, son aire a dû s'étendre vers l'aval sur la côte nord du Cap-Breton. Dans le sud du détroit de Northumberland, où les courants sont essentiellement dus au vent et où le fetch est relativement court, la dispersion observée jusqu'à maintenant pourrait aussi être causée par la dérive des larves (figure 2).

Sur la côte Ouest de l'Amérique du Nord, le mouvement général de transport par les courants du nord de la Californie vers l'État de Washington est orienté vers le nord avant la fin de février, irrégulier et fortement

régi par les vents habituellement entre mars et mai, puis orienté vers le sud pendant l'été (Thomson *et al.*, 1989). Les tempêtes doivent créer des courants orientés vers le nord pendant la période de transition du printemps et, comme les larves doivent être présentes à cette époque, c'est probablement au fil du courant que l'espèce a élargi son aire. Le taux de dispersion, qui a atteint des centaines de kilomètres par année, permet de penser que la cause en est vraisemblablement la dérive des larves dans les courants, comme on l'a supposé pour le crabe dormeur du Pacifique (*Cancer magister* Dana) (McConnaughey *et al.*, 1992). Certaines études laissent entendre que le transport des larves a été le principal mécanisme d'introduction du crabe vert dans les eaux de l'Oregon (Hunt *et al.*, 1998) et de Washington (Dumbauld et Kauffman, 1998).

Le transport accidentel par des humains peut expliquer l'introduction récente du crabe vert en Colombie-Britannique (Jamieson *et al.*, 2002). Toutefois, étant donné que l'espèce est maintenant établie dans les eaux de l'Oregon et du sud de l'État de Washington, elle se serait de toute façon répandue vers le nord par dispersion naturelle dans un laps de temps relativement court. Toutefois, il est possible d'empêcher une accélération de sa dissémination sur la côte du Pacifique à cause des activités humaines. La responsabilité probable attribuable aux activités humaines dans le transport récent du crabe vert dans les eaux de la Colombie-Britannique doit nous rappeler qu'il faut en permanence prendre des précautions pour éviter de favoriser la dispersion des espèces exotiques.

Étant donné les conséquences éventuelles du crabe vert sur le secteur conchylicole en Colombie-Britannique, une intensification de la surveillance et de l'étude des moyens potentiels de lutte se justifie. Depuis quelques années, on diffuse dans la région des renseignements sur l'identification du crabe vert et on recommande de signaler sa présence. C'est ainsi que le grand public et les pêcheurs signalent souvent des observations présumées; bien qu'elle soit importante, cette information est parcellaire et ne permet pas de décrire réellement les changements écosystémiques que peuvent causer des populations abondantes de crabes verts. Si l'on veut évaluer pleinement l'impact de la présence du crabe vert, il faut recueillir des données de base à partir de certains sites avant l'établissement de ce crabe et suivre de près la dynamique des espèces qui peuvent être touchées.

Remerciements

Je remercie Colin Levings d'avoir revu ce manuscrit et Renata Claudi d'avoir proposé de l'inclure dans cette publication. Un réviseur anonyme et Elizabeth Muckle-Jeffs ont fourni des commentaires précieux.

Références

Berrick, S. 1986. Crabs of Cape Cod. Cape Cod Museum of Natural History, Brewster, MA. Cape Cod Mus. Nat. Hist. Ser. 3:76.

Berril, M. 1982. The life cycle of the green crab *Carcinus maenas* at the northern end of its range. J. Crustac. Biol. 2:31–39.

Carr, E.M.; Dumbauld, B.R. 2000. Status of the European green crab invasion in Washington coastal estuaries: Can expansion be prevented? [abstract]. J. Shellfish Res. 19:629–630.

Cohen, A.N.; Carlton, J.T.; Fountain, M.C. 1995. Introduction, dispersal and potential impacts of the green crab *Carcinus maenas* in San Francisco Bay, California. Mar. Biol. 122:225–237.

Cook, A.E.; Hanson, S. 2000. Progress implementing a plan to monitor for presence of the European green crab (*Carcinus maenas*) in Puget Sound, Washington [abstract]. J. Shellfish Res. 19:687–688.

Dawirs, R.R. 1985. Temperature and larval development of *Carcinus maenas* (Decapoda) in the laboratory: predictions of larval dynamics in the sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 24:297–302.

D'Udekem d'Acoz, C. 1994. Activités reproductrices saisonnières des différentes classes de tailles d'une population de crabes verts *Carcinus maenas* (Linnaeus 1758) dans le sud de la mer du Nord. Cah. Biol. Mar. 35:1–13.

Dumbauld, B.R.; Kauffman, B.E. 1998. The nascent invasion of green crab (*Carcinus maenas*) in Washington state coastal estuaries [abstract]. J. Shellfish Res. 17 (4).

Gonçalves, F. 1991. Zooplâe ecologia larvar de crustáceos decápodes no estuário do Rio Mondego. Thèse de doctorat, Université de Coimbra, Coimbra, Portugal.

Grosholz, E.D. 1996. Contrasting rates of spread for introduced species in terrestrial and marine systems. Ecology 77:1680–1686.

Grosholz, E.D.; Ruiz, G.M. 1995. Spread and potential impact of the recently introduced European green crab, *Carcinus maenas*, in central California. Mar. Biol. 122:239–247.

Hunt, C.; Yamada, S.B.; Richmond, N. 1998. The arrival of the European green crab, *Carcinus maenas*, in Oregon estuaries [abstract]. J. Shellfish Res. 17 (4).

Jamieson, G.S.; Foreman, M.; Cherniawsky, J.; Levings, C. 2002. European green crab, *Carcinus maenas*, dispersal: the Pacific experience. Proceedings of the Lowell Wakefield Fisheries Symposium on Crabs in Cold Water Regions: Biology, Management, and Economics, 17–20 Jan., 2001, Anchorage, AK. Sous presse.

Jamieson, G.S.; Grosholz, E.D.; Armstrong, D.A.; Elner, R.W. 1998. Potential ecological implications from the introduction of the European green crab, *Carcinus maenas* (Linnaeus), to British Columbia, Canada, and Washington, USA. J. Nat. Hist. 32:1587–1598.

Lindley, J.A. 1987. Continuous plankton records: the geographical distribution and seasonal cycles of decapod crustacean larvae and pelagic post-larvae in the north-eastern Atlantic Ocean and the North Sea. J. Mar. Biol. Assoc. UK 67:145–167.

Loder, J.W.; Petrie, B.; Gawarkiewicz, G. 1998. The coastal ocean off northeastern North America: a large-scale view. Pages 105–133 *in* A.R. Robinson and K.H. Brink, eds. The Sea, Vol. 11. John Wiley & Sons, New York, NY.

MacPhail, J.S.; Lord, E.I.; Dickie, L.M. 1955. The green crab–a new clam enemy. Atlantic Prog. Rep., Fish. Res. Board Can. 63:3–12.

McConnaughey, R.A.; Armstrong, D.A.; Hickey, B.M.; Gunderson, D.R. 1992. Juvenile Dungeness crab (*Cancer magister*) recruitment variability and oceanic transport during the pelagic larval phase. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49:2028–2044.

McDonald, P.S.; Jensen, G.C.; Armstrong, D.A. 1998. Green crabs and native predators: Possible limitations on the west coast invasion [abstract]. J. Shellfish Res. 17.

McDonald, P.S.; Jensen, G.C.; Armstrong, D.A. 2000. The potential impacts of *Carcinus maenas* introduction on juvenile Dungeness crab [abstract]. J. Shellfish Res. 19:632.

McKinnell, S.M.; Brodeur, R.D.; Hanawa, K.; Hallowed, A.B.; Polovina, J.J.; Zhang, C.-I. 2001. A conference on Pacific climate variability and marine ecosystem impacts, from the tropics to the Arctic. Prog. Oceanogr. 49(1–4):1–6.

Mohamedeen, H.; Hartnoll, R.G. 1989. Larval and post-larval growth of individually reared specimens of the common shore crab *Carcinus maenas* (L.). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 134:1–24.

Nagaraj, M. 1993. Combined effects of temperature and salinity on the zoeal development of the green crab, *Carcinus maenas* (Linnaeus, 1758) (Decapoda, Portunidae). Sci. March 57:1–8.

Paula, J. 1993. Ecologia da fase larvar e recrutamento de crustáceos decápodes no estuário do Rio Mira. Thèse de doctorat, Université de Lisbonne, Lisbonne, Portugal.

Pulliam, H.R. 1988. Sources, sinks and population regulation. Am. Nat. 132:652–661.

Queiroga, H. 1995. Processos de dispersão e recrutamento das larvae do caranguejo *Carcinus maenas* (L.) na Ria de Aveiro. Thèse de doctorat, Université d'Aveiro, Aveiro, Portugal.

Queiroga, H. 1996. Distribution and drift of the crab *Carcinus maenas* (L.) (Decapoda, Portunidae) larvae over the continental shelf off northern Portugal in April 1991. J. Plankton Res. 18:1981–2000.

Rees, C.B. 1952. Continuous plankton records: the decapod larvae in the North Sea, 1947–49. Hull Bull. Mar. Ecol. 3:157–184.

Reise, K. 1985. Tidal flat ecology. Springer-Verlag, Berlin. 191 p.

Rice, A.L.; Ingle, R.W. 1975. The larval development of *Carcinus maenas* (L.) and *Carcinus mediterraneus* Czerniavsky (Crustacea, Brachyura, Portunidae) reared in the laboratory. Bull. Br. Mus. (Nat. Hist.) Zool. 28:101–119.

Roberts, C.M. 1998. Sources, sinks and the design of marine reserve networks. Fisheries (Bethesda) 23(7):16–19.

Thomson, R.E.; Hickey, B.M.; LeBlond, P.H. 1989. The Vancouver Island coastal current: fisheries barrier and conduit. Pages 265–296 *in* R.B.J. Beamish and G.A. McFarlane, eds. Effects of ocean variability on recruitment and an evaluation of parameters used in stock assessment models. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 108.

Williams, A.B. 1984. Shrimps, lobsters, and crabs of the Atlantic Coast of the eastern United States, Maine to Florida. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

Yamada, S.B.; Hunt, C.; Kalin, A. 2000. Growth of the 1997/1998 year class of the European green crab, *Carcinus maenas*, in Oregon estuaries [abstract]. J. Shellfish Res. 19:634–635.

Zeng, C.; Naylor, E. 1996. Endogenous tidal rhythms of vertical migration in field collected zoea-1 larvae of the shore crab *Carcinus maenas*: implications for ebb tide offshore dispersal. Mar. Ecol. Prog. Ser. 132:71–82.

Photo accompagnant le titre du chapitre : Crabe vert européen capturé dans le sud de la baie de San Francisco (CA). Photo de Thomas Niesen, San Francisco State University (CA).

Mollusques d'eau douce d'Amérique du Nord : traits distinctifs des espèces en péril et des espèces envahissantes

Gerald L. Mackie

Sur les 485 espèces de gastéropodes et les 271 espèces de bivalves qui se retrouvent dans les eaux douces de l'Amérique du Nord, 15 gastéropodes et 9 bivalves sont des espèces exotiques, et plusieurs espèces en péril sont en voie d'extinction ou de disparition, ou sont menacées, vulnérables ou préoccupantes. On commence à peine à avoir des données sur les espèces en péril et leurs effectifs, mais, selon Williams *et al.* (1993), 70 % des bivalves seraient d'une façon ou d'une autre en péril.

Les caractéristiques morphologiques, physiques et chimiques des écosystèmes d'eau douce changent avec le temps. Par exemple, les cours d'eau modifient constamment leur cours, ou encore ils s'élargissent et deviennent moins profonds. Les changements dans la morphométrie d'un cours d'eau s'accompagnent de modifications correspondantes dans ses attributs physiques et chimiques. L'eutrophisation est un processus naturel, mais il faut des centaines ou des milliers d'années pour qu'un lac oligotrophe devienne eutrophe dans des conditions naturelles. Tant que l'écosystème évolue lentement, les organismes peuvent s'y adapter graduellement. Toutefois, si le rythme d'évolution est brusquement modifié, seuls les organismes dont les traits biologiques peuvent supporter le changement de rythme, ou l'instabilité de l'environnement, vont survivre.

Les espèces envahissantes ne risquent pas d'être en péril ni de s'éteindre. Elles sont largement réparties et, si la pollution ou la destruction intentionnelle par les humains les fait disparaître d'une partie du pays, d'autres populations vont perpétuer l'espèce. Par exemple, parmi les sphaeriidés, la pisidie arctique-alpine (*Pisidium conventus* Clessin) est davantage susceptible d'extinction que la pisidie de Poli (*Pisidium casertanum* (Poli)), qui est répandue partout. Le type de trait qui pourrait distinguer les mollusques envahissants de ceux qui sont en péril n'a pas été examiné de près. La plupart des espèces exotiques possèdent vraisemblablement des traits et des cycles biologiques qui leur permettent de prospérer dans des environnements très divers ainsi que dans des milieux instables. Le contraire est probablement vrai des espèces en péril. Les espèces dont les traits biologiques sont adaptés à un environnement stable peuvent succomber à l'évolution rapide de leur environnement. Si les êtres humains modifient le rythme de changement de la qualité de l'habitat, les espèces indicatrices de conditions eutrophes ont moins de risques de disparaître que les espèces indicatrices de conditions oligotrophes.

Y a-t-il une taille ou une quantité spécifique qui distingue une espèce rare et en péril d'une espèce omniprésente et infiniment adaptable? Probablement pas, car les forces et les faiblesses de chaque espèce dépendent de la combinaison, des types et de l'ampleur des agents de stress présents. Toutefois, une comparaison des caractéristiques du cycle vital et de la biologie de ces deux extrêmes peut nous aider à prédire le potentiel d'extinction ou d'invasion d'une espèce donnée. Cet article examine tout d'abord la façon dont le potentiel reproductif d'une espèce, sa durée de vie et sa taille, ses tolérances et ses exigences, ainsi que potentiel de dispersion déterminent sa possibilité de devenir abondante ou de décliner dans un milieu en évolution. Ensuite, une analyse de la distribution des traits entre les espèces envahissantes par comparaison avec les espèces en péril fait ressortir les combinaisons de caractères qui permettent de distinguer les espèces envahissantes des espèces en péril parmi les mollusques d'Amérique du Nord.

Potentiel reproductif

Pour une espèce donnée, il faut examiner plusieurs aspects du potentiel reproductif : 1) la sexualité (par exemple les sexes séparés, l'hermaphrodisme, la parthénogénèse); 2) le mode de ponte (par exemple l'oviparité, l'ovoviviparité, la viviparité); 3) la fécondité (nombre d'œufs produits); 4) la natalité (nombre d'œufs survivants); 5) la fréquence annuelle de ponte (par exemple l'univoltinisme, le bivoltinisme, le multivoltinisme); 6) la fréquence biologique de ponte (par exemple la semelparité, l'itéroparité).

L'hermaphrodisme réduit le risque qu'une espèce soit éliminée pendant les périodes où il est difficile de trouver un partenaire. La parthénogénèse permet aussi à une espèce de se reproduire en l'absence de partenaires. Apparemment, une espèce est plus susceptible d'être en péril si elle est dioïque que si elle est monoïque. L'oviparité (ponte suivie de l'incubation et de l'éclosion) est plus courante que l'ovoviviparité (incubation des œufs et des jeunes à l'intérieur du corps de l'animal, et naissance d'adultes miniatures) chez les animaux dulcicoles, et certainement parmi les mollusques. La viviparité est absente chez les mollusques d'eau douce et chez la plupart des invertébrés d'eau

douce. L'ovoviviparité semble plus commune chez les hermaphrodites que chez les espèces dioïques. Les gastéropodes de la famille Viviparidae sont (malgré leur nom) ovovivipares et dioïques, mais la plupart des espèces sont aussi capables de reproduction par parthénogénèse. L'incubation est généralement associée à un petit nombre de jeunes de petite taille avec un taux élevé de survie (c.-à-d. un fort taux de natalité), tandis que l'oviparité se traduit souvent par un très grand nombre d'œufs; les œufs sont nombreux à périr pendant le développement, mais ceux qui survivent arrivent à maturité et vont probablement devenir de bons compétiteurs. Par exemple, bien que les effectifs soient très variables, les formes ovovivipares sont à peu près 10 fois moins fécondes que les formes ovipares (p. ex. 10:100).

Bien que de nombreuses formes ovovivipares soient parthénogénétiques, ce qui réduit le risque d'avoir à trouver un partenaire, leur fécondité reste relativement basse. Même les formes ovipares à oviposition présentent des natalités faibles par rapport aux formes ovipares planctoniques. Les formes ovipares à oviposition sont environ 1 000 à 10 000 fois moins fécondes que les formes ovipares planctoniques (par exemple 100: 100 000 à 100:1 000 000). Les espèces qui possèdent des stades larvaires planctoniques présentent un fort potentiel de biosalissage pour deux raisons : 1) elles produisent généralement un très grand nombre d'œufs, et 2) les larves en développement (planctoniques) peuvent pénétrer par millions dans la prise d'eau d'une installation, puis grandir, se reproduire et constituer des populations de salissures à l'intérieur de l'installation.

Les hermaphrodites ont aussi en général une durée de vie plus courte et une fréquence plus élevée d'actes de reproduction par année (par exemple le bivoltinisme, le trivoltinisme ou le multivoltinisme), mais ces espèces ont un moins grand nombre d'actes de reproduction dans leur vie (semelparité) que la plupart des espèces dioïques. Par exemple, de nombreuses espèces de bivalves sphaeriidés se reproduisent deux fois par année (bivoltinisme), mais ne vivent qu'un an (ils sont donc itéropares); les unionidés se reproduisent une fois par année (univoltinisme), mais vivent plusieurs années (ils sont aussi itéropares). Parmi les deux familles, les unionidés comptent une plus forte proportion des espèces qui sont menacées ou en péril (environ 72 % d'après Williams *et al.* [1993]), et elles ne sont représentées par aucune espèce envahissante en Amérique du Nord, à la différence des sphaeriidés, qui comptent 1 espèce en péril et 5 (sur 36) espèces introduites (Mackie, 1999a, b, c).

Durée de vie et taille corporelle

Le patrimoine génétique des espèces à courte durée de vie change probablement plus vite que celui des espèces à longue durée de vie. Si le changement dans la qualité et les conditions de l'environnement s'accélère, les génotypes et les phénotypes sélectionnés seront probablement ceux des espèces à courte durée de vie. De plus, la plupart des espèces à courte durée de vie atteignent la maturité sexuelle à un plus jeune âge que les espèces à longue durée de vie. Par exemple, certaines espèces de bivalves unionidés (famille Unionidae) vivent près de 100 ans et ne commencent à se reproduire qu'après leur dixième année de vie. La plupart des unionidés dont la durée de vie est de moins de 10 ans commencent à se reproduire au cours de leur première année, ou juste après, et contribuent au patrimoine génétique à un rythme 10 à 100 fois plus rapide que les espèces qui vivent 100 ans. La plupart des gastéropodes et des pisidies (famille : Sphaeriidae) vivent moins d'un an, deux ou trois au maximum, et commencent à produire des gamètes peu de temps après la naissance.

Un autre corrélat de la durée est la taille; les espèces à longue durée de vie sont généralement plus grosses que les espèces à courte durée de vie (à l'intérieur d'un taxon). La taille affecte non seulement le potentiel de dispersion d'une espèce, comme nous le montrons plus loin, mais aussi son potentiel reproductif; les espèces de plus grande taille produisent généralement un plus grand nombre d'œufs que les petites espèces (à l'intérieur d'un taxon).

Les membres de la famille Unionidae sont les plus gros des bivalves d'eau douce. Ils produisent des millions de larves (glochidies) qui doivent parasiter un poisson ou un amphibien pour se transformer en juvéniles. Leur maturation est lente, mais ils vivent de 10 à 100 ans selon l'espèce. Toutefois, la distribution de la plupart des unionidés est en train de se réduire au lieu de s'élargir. Sur les deux familles indigènes de bivalves, celle des Unionidae compte 72 % du nombre total d'espèces (environ 300) classées comme éteintes, en voie de disparition, menacées ou préoccupantes (Allan et Flecker, 1993), et seules 24 % sont dans un état stable (Williams *et al.*, 1993). Seule la famille Unionidae n'est pas représentée par des espèces exotiques en Amérique du Nord.

Les Sphaeriidae (pisidies) sont les plus petits des bivalves d'eau douce; certaines espèces ne dépassent pas environ 1,5 mm de longueur de coquille. Elles ont une vie courte (un à deux ans), sont hermaphrodites, univoltines ou bivoltines, semelpares ou itéropares et ovovivipares (elles couvent leurs larves pendant deux à cinq semaines). La plupart des sphaeriidés présentent une fécondité faible (5 à 50 jeunes par parent), mais une forte natalité et une durée de développement courte (la plupart sont prêtes pour la naissance en deux à cinq semaines). Les adultes sont sexuellement matures peu de temps après la naissance. Sur les 36 espèces de Sphaeriidae, une seule (*Pisidium ultramontanum*

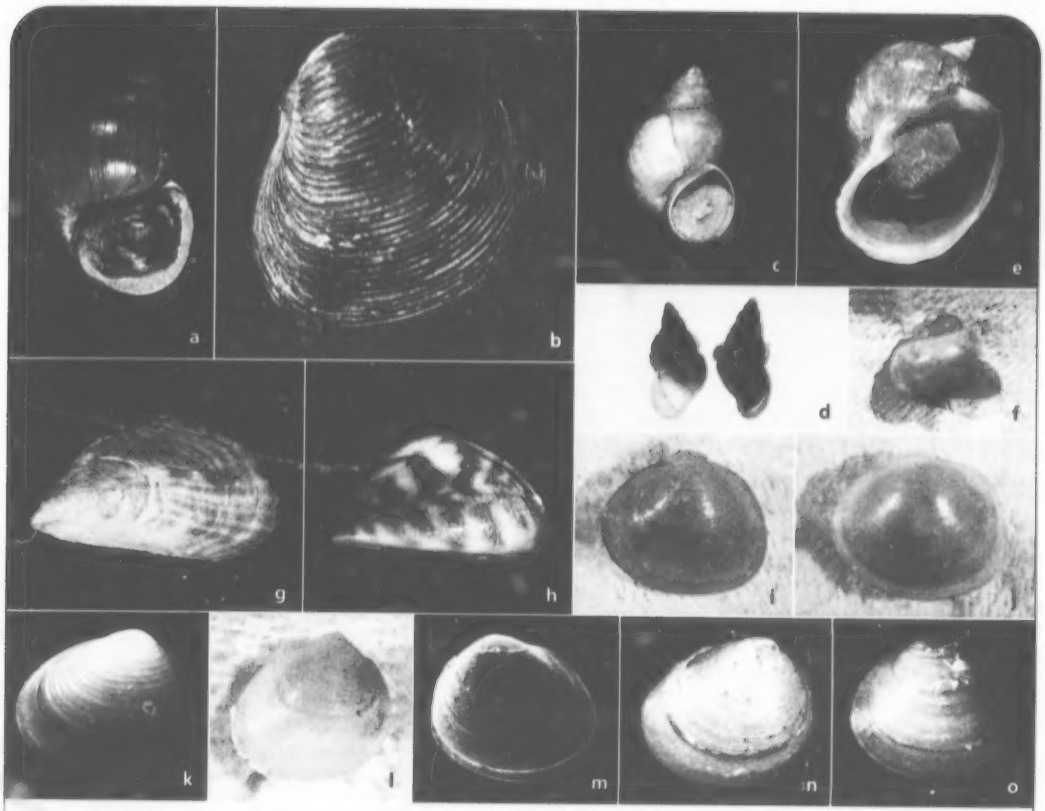


Figure 1. Mollusques introduits comme aliment (a, *Cipangopaludina chinensis malleata*; b, *Corbicula fluminea*) et par décharge d'eau de ballast (c, *Bithynia tentaculata*; d, *Potamopyrgus antipodarum*; e, *Radix auricularia*; f, *Valvata piscinalis*; g, *Dreissena bugensis*; h, *D. polymorpha*; i, *Musculium lacustre*; j, *M. partumeium*; k, *Pisidium amnicum*; l, *P. henslowanum*; m, *P. moitessierianum* (mentionné par Igor Grigorovich, University of Windsor, Windsor (Ont.); n, *P. supinum*; o, *Sphaerium corneum*. *Musculium lacustre* et *M. partumeium* sont endémiques en Amérique du Nord, mais elles ont une distribution eurasienne et des traits d'espèces envahissantes.

Prime) est potentiellement préoccupante. Ces bivalves ont aussi un bon potentiel de dispersion; cinq espèces ont été introduites en Amérique du Nord en provenance d'Eurasie, bien qu'aucune ne soit considérée comme une nuisance. En fait, la richesse spécifique des sphaeridés semble avoir augmenté grâce à ces espèces exotiques.

Les Corbiculidae (petite corbeille d'Asie (*Corbicula fluminea* (Müller)), figure 1b) et les Dreissenidae (moule quagga (*Dreissena bugensis* Andrusov) et moule zébrée (*Dreissena polymorpha* (Pallas))) (figures 1g, h) sont les plus prolifiques des quatre familles de bivalves actuellement présentes en Amérique du Nord. Les corbiculidés ont une courte durée de vie (deux à trois ans), sont monoïques ou dioïques, univoltins ou bivoltins (certaines populations se reproduisent sans discontinuer pendant trois ou quatre mois) et sont aussi itéropares. Ils incubent jusqu'à 10 000 larves pendant cinq à six semaines (certaines espèces pendant deux à trois mois), puis les libèrent pour une phase planctonique qui dure trois à cinq jours. Apparemment, la plupart des larves survivent et s'installent sur le fond. Les juvéniles grossissent rapidement pour devenir des adultes de taille moyenne (4 à 7 cm), qui atteignent assez vite la maturité sexuelle. Parmi tous les bivalves exotiques, seule la petite corbeille d'Asie a été introduite pour son intérêt alimentaire. Sans que cela ait été prouvé, on peut penser que ce bivalve possède tous les attributs permettant sa dispersion non intentionnelle (expliquée ci-après) d'un continent à l'autre, par exemple d'Eurasie en Amérique du Nord.

Les Dreissenidae vivent seulement un à deux ans en moyenne, sont dioïques, univoltins à bivoltins et itéropares. La moule zébrée et la moule quagga présentent des fécondités extrêmement élevées (environ 1 million d'œufs par femelle); les œufs donnent des larves planctoniques dont la période de développement est courte (deux à quatre semaines). Les larves ont

toutefois un taux de survie très faible, puisqu'elles sont moins de 1 % à trouver un substrat approprié pour s'installer sur le fond. La maturité sexuelle des adultes est précoce (environ huit semaines ou 5 à 8 mm de longueur de coquille), et ils atteignent en moyenne seulement 2 à 3 cm de longueur de coquille.

Tolérances et exigences

Les tolérances et exigences physiologiques et écologiques décrivent la rusticité d'une espèce. Plus une espèce est rustique, mieux elle peut s'adapter à un environnement en évolution rapide. Ce sont souvent des adaptations morphologiques, comportementales et/ou physiologiques qui expliquent, au moins en partie, le succès d'une espèce de mollusque dans un habitat particulier. Par exemple, une espèce envahissante sera souvent mieux en mesure qu'une espèce en péril 1) d'éviter le dessèchement ou de survivre à de longues périodes d'exposition aux intempéries; 2) de vivre soit comme membre de l'endofaune dans les sédiments mous, soit comme membre de l'épifaune sur les substrats durs; 3) de tolérer de fortes turbidités; 4) d'être eurytherme dans toute sa plage normale de température (par exemple, il existe des eurythermes tropicaux et des eurythermes tempérés); 5) de supporter de courtes périodes d'anoxie ou de faibles tensions en oxygène. La moule zébrée et la moule quagga, qui sont très tolérantes, peuvent survivre à des concentrations d'oxygène inférieures à 2 mg/L, tolèrent des salinités allant jusqu'à 8 parties par millier, et se développent de façon optimale dans des conditions mésotrophes à eutrophes. Ce sont aussi d'excellents compétiteurs, qui ont réussi à déplacer l'ensemble des communautés d'unionidés dans certains lacs (par exemple le lac Sainte-Claire et le bassin ouest du lac Érié [Mackie, 1999b]). La petite corbeille d'Asie est aussi extrêmement tolérante, puisqu'elle est même utilisée pour épurer les eaux usées, et constitue un excellent compétiteur, qui a réussi à déplacer à la fois des unionidés et des sphaeriidés (McMahon, 1999). On note de nettes différences dans les aptitudes des espèces de mollusques à tolérer l'anoxie, mais il est peu probable qu'une espèce en péril puisse survivre longtemps à des conditions anoxiques. Globalement, les unionidés sont très sensibles aux changements des conditions environnementales, et la degradation de l'habitat est la cause la plus citée pour expliquer le fort taux de disparition des espèces de cette famille. Certains sphaeriidés (par exemple *Pisidium casertanum, Musculium lacustre* (Müller) et *M. partumeium* (Say)) sont très tolérants à l'enrichissement organique et se retrouvent partout dans le monde; d'autres sont très sensibles (par exemple les indicateurs de conditions oligotrophes que sont *P. conventus* et *Sphaerium nitidum* Westerlund), et on ne les retrouve, à l'échelle du monde, que dans les eaux froides et oligotrophes.

Les tolérances et exigences physiologiques d'un organisme déterminent souvent son potentiel de dispersion et les limites continentales de la distribution d'une espèce. Par exemple, tous les mollusques dulcicoles ont besoin de calcium pour le développement de leur coquille, mais certains en exigent plus et sont donc confinés aux eaux dures. Sur les 48 espèces d'Unionidae (plus 2 espèces de Margaritiferidae) présentes au Canada, 22 sont confinées aux eaux dures des cours d'eau du Sud de l'Ontario, où l'on retrouve 5 des 8 espèces en péril du Canada. Toutefois, le calcium n'est pas le seul facteur limitant la distribution des unionidés, car d'autres eaux dures du Canada présentent une faible diversité de cette famille.

De la même façon, toutes les espèces présentent des seuils thermiques pour la croissance et la reproduction, ainsi que des niveaux supérieurs et inférieurs de tolérance thermique. La plupart des sténothermes d'eau froide sont aussi des espèces sensibles à la pollution (par exemple les sphaeriidés *P. conventus* et *S. nitidum* et l'unionidé *Anodonta beringiana* Middendorff), et sont confinés aux latitudes nordiques et/ou aux lacs froids et oligotrophes. La plupart des espèces tolérantes à la subpollution sont des eurythermes à répartition large (par exemple les sphaeriidés *M. lacustre* et *M. partumeium* [figure 1] et *P. casertanum* ainsi que les unionidés *Lampsilis radiata radiata* (Gmelin), *Elliptio complanata* (Lightfoot) et *Pyganodon grandis* (Say)). Les trois sphaeriidés sont largement répartis dans toute l'Amérique du Nord et l'Eurasie, et possèdent tous des traits d'espèces envahissantes, de sorte qu'il est possible (ou probable?) que ces populations aient été introduites en provenance d'Eurasie, et s'hybrident avec des populations nord-américaines, ou vice versa. Par contre, aucun des unionidés (y compris les trois mentionnés ici) n'a été introduit en Eurasie ou en Amérique du Nord (en provenance d'Europe).

Potentiel de dispersion

Le potentiel de dispersion détermine l'aire et l'effectif des populations que peut établir une espèce, et il est largement dicté par les facteurs déjà analysés. Par exemple, si l'espèce ne présente pas une large plage de tolérances et d'exigences physiologiques et écologiques, si elle est de trop grande taille pour se disperser ou si elle ne possède pas des traits reproductifs favorisant la dispersion, elle est destinée à l'isolement (ou gardera une aire très petite) et à l'extinction.

Il existe deux mécanismes fondamentaux de dispersion, la **dispersion passive** et la **dispersion active** (tableau 1). La dispersion passive est le fait d'une espèce resquilleuse qui se déplace en utilisant un vecteur

Tableau 1. Mécanismes de dispersion des organismes par transport à courte distance (régional = ⌂), à distance moyenne (intracontinental = ☎) ou à longue distance (intercontinental = ✈)

Mécanismes de dispersion	Potentiel
Mécanismes naturels	
Par l'intermédiaire des insectes, des oiseaux ou des mammifères	⌂ ☎
Par l'intermédiaire des poissons ou des vertébrés semi-aquatiques	⌂
Courants	⌂ ☎
Trombes (stades planctoniques seulement)	⌂
Vent	⌂ ☎
Mécanismes anthropiques non intentionnels	
Intérieurs (p. ex. les ballasts) ou extérieurs (p. ex. le compartiment de l'ancre) des navires de haute mer	☎ ✈
Intérieurs (p. ex. le puits) ou extérieurs (p. ex. la coque) des bateaux de rivière et de lac	⌂ ☎
Canaux (irrigation et navigation)	⌂ ☎
Bouées et balises	⌂
Equipement de marina et de chantier naval	⌂
Matériel de pêche (p. ex. les cages, les filets, les seaux à appâts)	⌂
Véhicules amphibies et avions de lutte contre le feu	⌂ ☎
Eau des camions-citernes d'incendie	⌂
Produits commerciaux (p. ex. les bûches, les plantes esthétiques et médicinales)	⌂ ☎ ✈
Libération d'animaux d'aquarium	⌂ ☎ ✈
Matériel de loisir (p. ex. les quais flottants)	⌂
Ordures (p. ex. les pneus)	⌂
Recherche scientifique	⌂ ☎ ✈
Mécanismes anthropiques intentionnels	
Alimentation	⌂ ☎ ✈
Pêche sportive	⌂ ☎ ✈

abiotique (par exemple les courants, le vent, les bateaux, etc.) ou biotique (par exemple les oiseaux, les insectes, les mammifères). La plupart des mécanismes de dispersion active sont naturels et incluent la nage (par exemple chez les poissons) ou le vol (par exemple chez les insectes adultes possédant des stades larvaires aquatiques), et la plupart des mécanismes de dispersion passive sont anthropiques. La dispersion par des moyens anthropiques peut être intentionnelle ou non. Les introductions intentionnelles sont typiques des mollusques recherchés pour l'alimentation et les introductions non intentionnelles, de l'aquariophilie. La capacité de dispersion d'une espèce introduite intentionnellement par les humains se mesure souvent à la distribution rapide de l'organisme dans tout le continent, comme cela a été le cas pour la petite corbeille d'Asie en Amérique du Nord et sur d'autres continents.

Les mécanismes de dispersion des espèces en péril s'appliquent aussi aux espèces exotiques. Toutefois, ces dernières disposent en général de toute une gamme de mécanismes et de vecteurs. Il existe de nombreux mécanismes permettant à des organismes de se disperser sur des distances courtes ou longues (tableau 1); chaque mécanisme a un potentiel de dispersion sur le plan régional (par exemple en sautant d'un lac à l'autre pour finir par se disperser dans toute une province ou un État), continental (par exemple à l'intérieur de l'Amérique du Nord ou de l'Eurasie) ou encore intercontinental (par exemple d'Eurasie en Amérique du Nord). La liste s'appuie principalement sur les mécanismes de dispersion des moules zébrées (Carlton, 1993), mais n'est pas nécessairement limitée à cette espèce.

Parmi les mécanismes naturels, le transport externe (par exemple sur les pattes et les plumes) constitue généralement un mécanisme de dispersion plus efficace que le transport interne par le système digestif. Les sphaeriidés peuvent survivre au passage dans l'intestin des oiseaux aquatiques à l'état de larves extramarsupiales, mais le transport interne n'est probablement pas très dominant (Mackie, 1979). Les gros insectes ne peuvent disperser que les petits organismes, comme *Pisidium* ou les jeunes de *Musculium*. Les courants des lacs ne dispersent que le plancton ou les stades planctoniques. Ceux des rivières dispersent les organismes principalement en aval de leur point d'introduction. Les trombes ne jouent probablement qu'un petit rôle

dans la dispersion, à moins d'être de grande taille et de se répandre sur des plans d'eau adjacents; en fait, ce sont seulement (ou principalement) les larves planctoniques (par exemple les véligères) qui peuvent se disperser de cette façon.

Les mécanismes anthropiques peuvent se répartir entre les libérations intentionnelles (ou délibérées) et non intentionnelles (ou accidentelles), les premières correspondant souvent à la dispersion d'organismes de bonne taille intéressants sur le plan de l'alimentation ou de la pêche sportive. La plupart des poissons introduits présentent ainsi un intérêt à la fois pour l'alimentation et pour la pêche, mais des mollusques comme la vivipare chinoise (*Cipangopaludina chinensis malleata* (Reeve)) et la vivipare japonaise (*C. japonica* (Von Martens)) ne présentent aucun intérêt pour la pêche sportive, et ont été introduits par des Orientaux pour leur intérêt gastronomique en remplacement des escargots. Mills *et al.* (1993) attribuent la présence de onze des 139 espèces exotiques présentes dans les Grands Lacs (dont la plupart sont des poissons) à des introductions délibérées. Sur les 144 espèces introduites dans les Grands Lacs (au moins 5 ont été introduites depuis 1993), 81 proviennent d'Eurasie et ont été introduites par l'eau de lest, principal mécanisme de transfert intercontinental. Environ 32 espèces provenaient d'ailleurs en Amérique du Nord (par exemple du Sud des États-Unis, du bassin du Mississippi, de l'Atlantique et du Pacifique). Mills *et al.* (1993) attribuent à des rejets de poissons d'aquarium la présence de certaines espèces dans les Grands Lacs, et soutiennent que les gens sont nombreux à libérer leurs animaux d'aquarium sans aucune intention de les voir établir des populations autonomes.

Bon nombre des espèces les plus largement répandues ont retenu un certain nombre de mécanismes de dispersion dans le cadre du processus de sélection naturelle. D'autres se sont dotées de stades favorables à la dispersion. Par exemple, la larve véligère peut être considérée comme un stade favorable à la dispersion des moules zébrées. Étant donné que les humains semblent modifier continuellement les habitats aquatiques à l'échelle de la planète, les espèces les plus susceptibles de disparaître sont celles dotées de mécanismes de dispersion peu efficaces et/ou de plages très étroites de tolérances et d'exigences physiologiques et écologiques.

La taille d'une espèce est importante parce qu'elle détermine en partie l'ampleur géographique du potentiel de dispersion. En général, les petites espèces se dispersent sur de plus grandes distances que les grosses espèces (au sein du même taxon). Par exemple, les pisidies (famille Sphaeriidae) sont plus largement répandues à l'échelle de la planète que les mulettes perlières (famille Unionidae). Deux raisons semblent expliquer cette tendance. Premièrement, un organisme de grosse taille se remarque plus qu'un petit, et l'agent de dispersion se décharge d'un gros resquilleur plus vite que d'un petit. Deuxièmement, la taille signifie aussi un poids plus grand, et un vecteur doit dépenser plus d'énergie, et donc risquer sa vie, pour couvrir de grandes distances en transportant son « bagage » (c.-à-d. de gros mollusques). La seule exception à cette règle est peut-être l'introduction intentionnelle par les humains. Dans ce cas, la grande taille est un avantage si l'introduction a pour but l'alimentation (ou la pêche sportive). Les vivipares *C. chinensis malleata* (figure 1a) et *C. japonica* sont de gros mollusques qui, comme on l'a vu plus haut, ont été introduits intentionnellement pour être servis à titre d'escargots.

Traits représentatifs des espèces envahissantes

Cette section examine les attributs qui peuvent contribuer au déclin et peut-être à la disparition d'une espèce, et les compare à ceux des espèces qui ont envahi l'Amérique du Nord, et particulièrement les Grands Lacs. L'analyse veut mettre en lumière les points faibles éventuels des espèces en péril et les points forts potentiels des espèces envahissantes en classant les différents

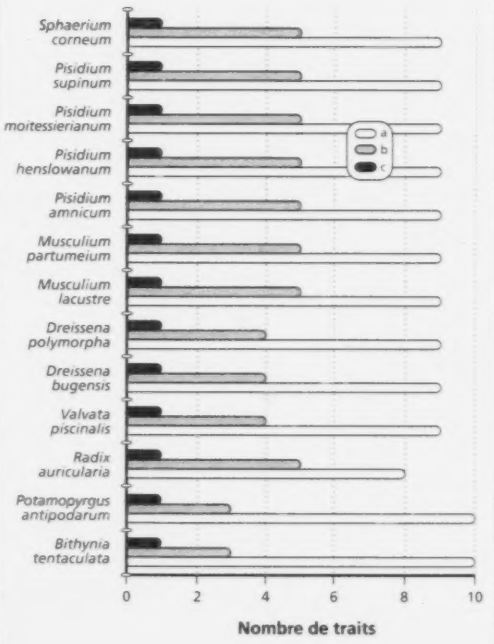


Figure 2. Nombre de traits [a], [b] et [c] pour 13 espèces de mollusques d'eau douce introduites accidentellement en Amérique du Nord (voir annexe).

Tableau 2. Classement de [a] à [d] des traits du cycle de vie, des tolérances et exigences écologiques ainsi que du potentiel de dispersion qui pourraient mener à l'extinction d'une espèce dans des conditions d'évolution rapide en milieu aquatique (eau douce) (Le classement est purement spéculatif, mais sous-entend que les traits [a] seraient prédominants chez les espèces envahissantes, et les traits [c] et [d] chez les espèces en péril)

Cycle de vie et traits écologiques	Classement (de la survie à l'extinction) (> indique la durée de survie)
1. Durée de vie	[a] courte (1 à 2 ans) > [b] longue (> 3 ans)
2. Sexe	[a] hermaphrodisme > [b] sexes séparés
3. N^{bre} de générations/année	[a] multivoltinisme > [b] bivoltinisme > [c] univoltinisme
4. N^{bre} de générations/individus	[a] itéroparité > [b] semelparité
5. Soin à la ponte	[a] oviparité > [b] ovoviviparité > [c] viviparité > [d] parasitisme
6. Fécondité	[a] grand nombre (> 1 000) > [b] faible nombre d'œufs
7. Natalité	[a] fort taux de survie (> 50 %) > [b] faible taux de survie des embryons
8. Durée et rythme de développement	[a] durée courte (semaines), rythme rapide > [b] durée longue (mois ou années), rythme lent
9. Âge à la maturité sexuelle	[a] maturation précoce > [b] maturation tardive
10. Taille des adultes	[a] petite (< 1 cm) > [b] grande
11. Tolérances et exigences écologiques	[a] rustique et tolérant (p. ex. indicateur de conditions eutrophes) > [b] modérément rustique et tolérant (p. ex. indicateur de conditions mésotrophes) > [c] très sensible, demandant un milieu intact (p. ex. indicateur de conditions oligotrophes)
12. Potentiel de dispersion	[a] a mis au point de nombreux mécanismes de dispersion, par diverses méthodes naturelles et anthropiques > [b] méthodes anthropiques surtout non intentionnelles > [c] pratiquement aucun mécanisme de dispersion; dépend des mécanismes naturels ou des introductions intentionnelles.

traits entre ceux qui théoriquement donneraient à une espèce un avantage compétitif et ceux qui contribueraient probablement à son extinction (tableau 2). Les espèces qui possèdent un avantage compétitif présentent probablement un bon potentiel d'invasion.

L'analyse confine les comparaisons aux espèces aquatiques exotiques qui ont été introduites accidentellement, c'est-à-dire par la décharge d'eau de lest; elles représentent 46 % (11 sur 24) des espèces envahissantes de mollusques (Mackie, 1999b). Elle ne tient pas compte de celles qui ont été introduites de façon non intentionnelle par le commerce des espèces d'aquarium (33 %, soit 8 sur 24 espèces), intentionnellement ou pour leur intérêt alimentaire (21 %, soit 5 sur 24 espèces), parce qu'il est difficile de savoir si la plupart de ces espèces se seraient dispersées en Amérique du Nord sans l'aide des humains.

Les traits eux-mêmes ne sont pas classés; par exemple, la durée de vie n'est pas jugée plus importante que le soin à la ponte. Dans ce classement, un mollusque robuste comme une mauvaise herbe qui se développe à peu près partout, dans n'importe quelles conditions, ne présenterait probablement que des traits [a], indiquant un potentiel d'envahissement. Or, l'analyse montre clairement que la majorité de ces mollusques possèdent effectivement des traits [a] (figure 2). De la même façon, des espèces comme *M. lacustre* et *M. partumeium*, qui sont ubiquistes et cosmopolites, tant en Eurasie qu'en Amérique du Nord (et dont on a même retrouvé des fossiles du pléistocène), présentent aussi de nombreux traits [a]. On suppose que les espèces présentant ces traits envahissants peuvent déplacer des espèces en péril, possédant par exemple des traits [c] et/ou [d], à moins d'une intervention humaine.

Des combinaisons différentes de traits peuvent mener à des probabilités diverses d'extinction. Par exemple, théoriquement, une espèce qui ne possède que des traits [a] devrait survivre plus longtemps qu'une

espèce ne possédant que des traits [b], qui elle-même pourrait survivre plus longtemps qu'une espèce présentant 1[b], 2[b], 3[c], 4[b], 5[d], 6[b], 7[b], 8[b], 9[b], 10[b], 11[c] et 12[b]. Ce classement est confirmé par ce qu'on peut observer dans les quatre familles de bivalves d'eau douce. Deux familles, Unionidae et Sphaeriidae, sont indigènes en Amérique du Nord, et deux autres, Dreissenidae et Corbiculidae, sont introduites. Les espèces de la famille Unionidae (mulettes perlières) ont une longue durée de vie (jusqu'à 100 ans), sont dioïques, univoltines et itéropares. Elles produisent des larves parasites appelées glochidies qui doivent avoir pour hôte un poisson afin de réaliser le développement de la plupart de leurs organes. Certains unionidés sont très spécifiques sur le plan de l'hôte, et ont besoin d'un poisson (ou d'un amphibien) donné qu'ils parasitent. Ils présentent une fécondité très élevée (environ 1 à 2 millions d'œufs), mais un très faible taux de survie des jeunes (< 0,0007 %), parce que la plupart des glochidies ne trouvent pas leur hôte, et que celles qui en trouvent un peuvent mourir lorsque le poisson est victime d'un prédateur. Toutefois, les glochidies ont une durée de développement relativement courte (15 à 30 jours à l'état de parasite pour la plupart des espèces). Certains adultes atteignent la maturité sexuelle après 1 à 5 ans, mais il leur faut souvent jusqu'à 10 ans.

Parmi les gastéropodes, deux sous-classes (Pulmonata et Prosobranchia) sont représentées par des espèces dulcicoles. Chez les Pulmonata, on trouve cinq familles : Acroloxidae (0), Ancylidae (0), Lymnaeidae (1), Physidae (3) et Planorbidae (1), tandis que les Prosobranchia sont représentées par sept familles : Bithyniidae (1), Hydrobiidae (1), Pleuroceridae (0), Pilidae (3), Thiaridae (2), Valvatidae (2) et Viviparidae (2). Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre d'espèces introduites en Amérique du Nord (Mackie, 1999a, b, c). Si nous n'examinons les traits que pour les espèces qui ont été introduites de façon non intentionnelle (importations comme animaux d'aquarium) ou intentionnelle (pour leur valeur alimentaire), il ne reste qu'un lymnaeidé (*Radix auricularia* (L.)), un bithyniidé (*Bithynia tentaculata* (L.)), un hydrobiidé (*Potamopyrgus antipodarum* (J.E. Gray)) et un valvatidé (*Valvata piscinalis* (Müller)) (Mackie, 1999a, b, c). Parmi ces espèces, deux sont hermaphrodites (*R. auricularia*, *V. piscinalis*), et les deux autres sont dioïques. Par ailleurs, les quatre espèces sont ovipares et principalement semelpares et univoltines; elles ont une courte durée de vie, sont de petite taille et aucune n'a été signalée en tant que nuisance, sauf peut-être la bithynie impure (*B. tentaculata*), dont on a signalé qu'elle bouchait les robinets d'approvisionnement en eau douce (Mackie, 1999b).

Parmi les bivalves, trois familles sont endémiques en Amérique du Nord (Margaritiferidae, Unionidae, Sphaeriidae), et deux sont introduites (Corbiculidae et Dreissenidae). Parmi les familles endémiques, seule la famille Sphaeriidae est représentée par des espèces exotiques (cinq). Seules les espèces des familles introduites se sont révélées des nuisances, notamment la petite corbeille d'Asie, qui a été importée comme aliment (McMahon, 1999).

Traits qui dominent chez les mollusques envahissants sans impact apparent sur l'environnement :

- Courte durée de vie.
- Possibilité de multivoltinisme et d'itéroparité.
- Faible nombre d'œufs pondus ou de jeunes éclos, mais fort taux de survie des embryons.
- Développement rapide et maturation sexuelle des adultes en quelques semaines.
- Plage de tolérances écologiques et physiologiques modérément grande.
- Recours à des mécanismes de dispersion intercontinentaux qui semblent plus efficaces que les mécanismes intracontinentaux.

Traits qui dominent chez les espèces envahissantes de mollusques caractérisées comme nuisances :

- Espèces prolifiques, qui pondent des milliers ou des millions d'œufs une fois par année ou plus; espèces dioïques.
- Jeunes à phase planctonique, taux de survie apparemment négligeable.
- Grande plage de tolérances écologiques et physiologiques (p. ex. les indicateurs de conditions utrophes sont plus susceptibles d'être des nuisances que les indicateurs de conditions oligotrophes).
- Vaste variété de mécanismes qui permettent la dispersion intercontinentale et intracontinentale (tableau 1).

Traits représentatifs des espèces en péril

La plupart des espèces considérées comme en péril aux États-Unis et au Canada appartiennent à la famille Unionidae (Turgeon *et al.*, 1998). Seules quelques espèces ont été officiellement déclarées **en voie de disparition** ou **menacées**, 8 au Canada (Mackie, 2000b) et 86 (64 bivalves dulcicoles, 11 gastéropodes terrestres, 11 gastéropodes dulcicoles) aux États-Unis (Turgeon *et al.*, 1998); on commence à peine à examiner les traits des espèces en péril.

Si l'on examine la liste des traits du tableau 2, les caractéristiques suivantes semblent dominer chez les espèces en péril :

- Les espèces dioïques prédominent, mais celles qui sont capables d'hermaphrodisme sont particulièrement en péril.

- Les espèces sont univoltines et ont un mode de reproduction soit semelpare, soit itéropare.
- Les espèces peuvent être ovipares ou ovovivipares, mais la présence d'une phase parasitaire entrave la capacité de dispersion, et les espèces qui ont besoin d'un hôte spécifique sont particulièrement en péril.
- Un fort taux de fécondité prédomine, mais la mortalité des jeunes est terriblement élevée.
- Les espèces ayant une plage de tolérances et d'exigences écologiques très étroite prédominent, particulièrement dans le Sud de l'Ontario.

Capacité d'adaptation et caractère envahissant

Le fait qu'une espèce se raréfie ou devienne une nuisance dépend en partie des processus de microévolution, qui se produisent en permanence sous l'influence de la dérive génétique, du flux génétique, des mutations, de l'absence de panmixie et de la sélection naturelle. La plupart des activités humaines peuvent affecter un ou plusieurs de ces processus.

La dérive génétique se produit surtout dans les petites populations, mais de grandes populations peuvent s'amenuiser sous l'effet d'un événement catastrophique qui peut provoquer un goulot d'étranglement, ou encore un nouvel habitat peut être colonisé par un petit nombre d'individus, provoquant un effet fondateur. Le flux génique correspond au gain ou à la perte d'allèles d'une population à cause du déplacement d'individus fertiles ou de gamètes vers une autre population; il tend à réduire les différences génétiques entre populations. De nos jours, le transport aérien et maritime a causé l'introduction d'espèces dont les populations étaient autrefois géographiquement isolées, mais qui peuvent maintenant se croiser avec des populations d'Amérique du Nord. Les mutations, qui sont des modifications de l'ADN d'un organisme qui créent de nouveaux allèles, sont des événements rares au niveau d'un gène. À court terme, la mutation n'a guère d'effet sur une seule génération. Toutefois, à long terme, elle est vitale pour l'évolution parce qu'elle constitue la seule force qui crée de nouveaux allèles. Le croisement non panmictique est un croisement sélectif qui suscite un écart par rapport aux exigences de l'équilibre de Hardy-Weinberg. Enfin, la sélection naturelle est le fruit des différences dans le succès de survie et de reproduction, et doit en général se traduire par des modifications adaptatives dans un patrimoine génétique.

Certaines espèces en péril présentent une faible variabilité génétique (Campbell *et al.*, 1997). Étant donné que les populations sont en général décimées à l'occasion d'événements catastrophiques causés par les humains (p. ex. la dégradation de l'habitat), la diversité de leur patrimoine génétique baisse également. Les espèces particulièrement en péril sont celles qui possèdent des allèles récessifs homozygotes et qui ont subi une sélection naturelle correspondant aux conditions environnementales qui existaient avant l'événement catastrophique. De telles populations n'ont aucunement le moyen de modifier leur patrimoine génétique en fonction des nouvelles conditions de l'habitat, à moins que des individus hétérozygotes soient introduits dans la population. Toutefois, les espèces menacées sont, par définition, celles dont il existe seulement quelques populations. Dans la plupart des cas, les populations se trouvent dans la même écorégion et possèdent probablement un patrimoine génétique semblable. Les espèces menacées présentent en général une faible capacité de dispersion et sont peu susceptibles de migrer d'une réserve génique à une autre.

Les espèces exotiques, par contre, sont les « mauvaises herbes » de leur groupe taxinomique. La plupart de leurs populations possèdent une grande variabilité génétique (Campbell *et al.*, 1997), elles disposent en général d'une bonne gamme de mécanismes de dispersion, peuvent migrer dans plusieurs autres réserves géniques qu'elles vont modifier, et vont donc s'adapter aisément à des conditions environnementales diverses. Bien que la plupart (~ 64 %) des espèces envahissantes de mollusques ne semblent pas avoir d'effets détectables sur les populations indigènes de mollusques (ou d'autres organismes), la proportion d'introductions catastrophiques va augmenter en l'absence d'efforts concertés pour préserver les habitats existants et restaurer ceux qui ont été détruits. La variabilité génétique de

Figure 3. Colonie de *Limnoperna fortunei* en Argentine. Photographie fournie par Gustavo Darrigran, Cientifico Zoologia Invertebrados, Argentine.

Tableau 3. Différences visibles entre le mytilidé dulcicole et les moules zébrée et quagga

Caractère	Mytilidé dulcicole	Moules zébrée et quagga
Ouverture byssale dans la coquille	Absente	Présente
Nacre et coloration de la coquille	Présente (violet dans les deux tiers postérieurs, blanc dans le tiers antérieur de la coquille)	Nacre absente, intérieur entièrement blanchâtre
Fusion palléale des siphons	Siphon exhalant seulement	Siphons inhalant et exhalant
Ornementation des siphons	Absence de tentacules sur les deux siphons	Présence de tentacules sur les deux siphons
Lien des branchies avec le corps	Fusion ciliaire	Fusion tissulaire
Forme de la lame externe	Coupure brusque	Effilée

Tableau 4. Certaines grandes différences dans les tolérances et les exigences en matière de qualité de l'eau (sous forme de plages) du mytilidé dulcicole et des moules zébrée et quagga (Les meilleures conditions de croissance et de reproduction des deux groupes de bivalves se trouvent à l'extrémité supérieure des plages indiquées)

Qualité de l'eau	Mytilidé dulcicole	Moules zébrée et quagga
pH	6,4 à 9,0	7,5 à 8,7
Température de reproduction (°C)	>15	6 à 8 (quagga), 10 à 12 (zébrée)
Conductivité (S/cm); salinité (p.p. millier)	32 à 57; 0 à 15	~75 à >110; 0 à 8
Alcalinité (mg $CaCO_3$/L)	10 à 16	50 à >122
Dureté totale (mg $CaCO_3$/L)	8 à 17	50 à >125
Calcium (mg Ca/L)	2,4 à 4,8	7,0 à >35

ces espèces et des espèces en péril parmi les mollusques n'est pas bien connue, et mérite d'être étudiée.

Application : éviter les possibilités de catastrophes

On peut s'attendre dans un proche avenir à une invasion de mollusques potentiellement destructrice. Le mytilidé dulcicole *Limnoperna fortunei* (figure 3), originaire de Chine, a déjà fait son chemin jusqu'en Amérique du Sud (Darrigran et Ezcurra de Drago, 2000; Mackie, 2000c). Les mytilidés sont de vraies moules, tous d'origine marine. Le plus commun est la moule bleue (*Mytilus edulis* L.), fruit de mer très apprécié. Tous les mytilidés sécrètent un byssus et, comme la moule zébrée, se fixent à un substrat dur. Ils produisent aussi des larves véligères nageantes qui, comme celles de la moule zébrée, envahissent les conduites industrielles et domestiques.

Le mytilidé dulcicole peut tolérer des salinités allant jusqu'à environ 15 parties par millier. On le retrouve à l'état naturel dans toute la Chine, dans les rivières, les fleuves et les lacs. Il est maintenant présent en Amérique du Sud dans plusieurs cours d'eau, le Rio de la Plata, le Paraná et le Paraguay. L'espèce est entrée par le Rio de la Plata, en Argentine, en 1991, probablement dans l'eau de lest d'un bateau provenant de Corée ou de Hong Kong (Darrigran et Pastorino, 1995). Malgré quelques ressemblances, il y a de nettes différences entre ce mytilidé dulcicole et les moules zébrée et quagga (tableau 3). Il existe aussi de très grandes différences dans les tolérances et les exigences physiques et chimiques des mytilidés d'eau douce et des moules zébrée et quagga (tableau 4); les plus notables sont les variables du pouvoir tampon (pH, teneur en calcium, alcalinité) et la température de reproduction. Le mytilidé dulcicole est une espèce d'eau peu minéralisée, tandis que les moules zébrée et quagga sont des espèces d'eau dure; les températures optimales de reproduction sont de plus de 15 °C pour le mytilidé dulcicole d'environ 6 à 8 °C pour la moule quagga et de 10 à 12 °C pour la moule zébrée. S'il est un facteur qui pourra limiter la distribution de *Limnoperna* en Amérique du Nord, et particulièrement au Canada, ce sera la température nécessaire à la reproduction (> 15 °C).

Le mytilidé dulcicole possède tous les traits d'une espèce nuisible et envahissante, mais il va vraisemblablement envahir des types d'habitats différents de ceux

de la moule zébrée et de la moule quagga. Normalement dioïque, il peut passer à l'hermaphrodisme. Dans les habitats dulcicoles subtropicaux (p. ex. Hong Kong), l'espèce est dioïque et ne se reproduit qu'une fois dans sa vie. Par contre, dans les habitats néotropicaux (p. ex. l'Argentine), l'hermaphrodisme est présent dans une proportion pouvant aller jusqu'à 55 % des animaux, et la reproduction est continue et marquée par deux pontes, une majeure et une mineure. La nature prolifique de l'espèce s'est révélée dans le Rio de la Plata. En 1991, quand on a découvert ce bivalve, les densités maximales étaient de 4 à 5/m^2; en 1993, elles étaient montées à 80 000/m^2 et en 1999, la densité maximale était de 150 000/m^2 (Darrigran *et al.*, 1999; Darrigran, 2000).

Le mytilidé dulcicole a le même impact en Chine et en Amérique du Sud que la moule zébrée en Amérique du Nord :

- Réduction du diamètre des conduites industrielles et blocage des tuyaux.
- Réduction de la vitesse de l'eau causée par la friction.
- Accumulation de coquilles vides sur les grèves et dans les puits de pompage des industries.
- Contamination des conduites d'eau par les mortalités en masse.
- Occlusion des filtres et des tubes de condenseur.

Conclusion

La comparaison des traits entre les espèces introduites, envahissantes et en péril font ressortir deux leçons importantes. Premièrement, nous devons nous méfier des espèces qui ont une durée de vie relativement courte (deux à quatre ans), sont prolifiques (pondent des milliers à des millions d'œufs une fois ou plus par année dans la colonne d'eau), dont les jeunes et les adultes présentent une large plage de tolérances écologiques et physiologiques et dont les divers stades biologiques peuvent utiliser une vaste gamme de mécanismes permettant la dispersion intercontinentale et intracontinentale. Ce sont là les espèces les plus susceptibles d'envahir et de nuire. Deuxièmement, nous devons aussi être vigilants et protéger des espèces à longue vie qui possèdent un ou plusieurs stades biologiques dépendant de la présence d'autres espèces, qui présentent une plage étroite de tolérances et d'exigences écologiques et physiologiques, et dont les mécanismes de dispersion sont limités. Ce sont là les espèces qui sont le plus en péril. Tout processus qui, en même temps, sélectionne les traits associés au caractère envahissant et rejette ceux qui sont associés aux espèces à risque — la mondialisation pouvant constituer un tel processus — risque de susciter un déclin rapide de la diversité des espèces.

Références

Allan, J.D.; Flecker, A.S. 1993. Biodiversity conservation in running waters. Identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. BioScience 43:32–43.

Campbell, N.A.; Mitchell, L.G.; Reece, J.B. 1997. Biology: Concepts & connections, 2nd ed. The Benjamin/Cummings Publ. Co., New York, NY.

Carlton, J.T. 1993. Dispersal mechanisms of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). Pages 667–697 *in* T.F. Nalepa and D.W. Schloesser, eds. Zebra mussels: biology, impact, and control. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Chambre des communes du Canada, projet de loi C–33. 2000. Loi concernant la protection des espèces sauvages en péril au Canada. Première lecture le 11 avril 2000. Travaux publics et Services gouvernementaux Canada–Édition, Ottawa (Ont.).

Darrigran, G. 2000. The reproductive cycle of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) from a neotropical temperate locality. Pages 219–221 *in* Proceedings of the 10th International Aquatic Nuisance Species and Zebra Mussel Conference, 13–17 February 2000, Toronto, ON. The Professional Edge, Pembroke, ON. 353 p.

Darrigran, G.; Ezcurra de Drago, I. 2000. Invasion of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in America. Nautilus 2:69–74.

Darrigran, G.; Pastorino, G. 1995. The recent introduction of asiatic bivalve *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) into South America. Veliger 38(2):183–187.

Darrigran, G.; Penchaszadeh, P.; Damborenea, M.C. 1999. The life cycle of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) from a neotropical temperate locality. J. Shellfish Res. 18(2):361–365.

Grigorovich, I.A.; Korniushin, A.V.; MacIsaac, H.J. 2000. Moitessier's pea clam *Pisidium moitessierianum* (Bivalvia: Sphaeriidae): A cryptogenic species in the Great Lakes. Hydrobiologia 435:153–165.

Mackie, G.L. 1979. Dispersal mechanisms in Sphaeriidae (Mollusca: Bivalvia). Bull. Am. Malacol. Union Inc. 1979:17–21.

Mackie, G.L. 1999a. Chapter 9: Mollusc introductions through aquarium trade. Pages 135–150 *in* R. Claudi and J. Leach, eds. Nonindigenous freshwater organisms: vectors, biology, and impacts. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Mackie, G.L. 1999b. Chapter 15: Ballast water introductions of Mollusca. Pages 255–272 *in* R. Claudi and J. Leach, eds. Nonindigenous freshwater organisms: vectors, biology, and impacts. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Mackie, G.L. 1999c. Chapter 21: Introduction of molluscs through the import for live food. Pages 305–314 *in* R. Claudi and J. Leach, eds. Nonindigenous freshwater organisms: vectors, biology, and impacts. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Mackie, G.L. 2000a. Biology of freshwater corbiculacean clams of North America. Ohio State University Press, Columbus, OH. 1200 p. Sous presse.

Mackie, G.L. 2000b. Applied aquatic ecosystem concepts. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, IA.

Mackie, G.L. 2000c. A cottagers' guide to understanding their lake. Lithosphere Press, Guelph, ON. Sous presse.

McMahon, R. 1999. Invasive characteristics of the freshwater bivalve, *Corbicula fluminea*. Pages 315–346 *in* R. Claudi and J. Leach, eds. Nonindigenous freshwater organisms: vectors, biology, and impacts. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Mills, E.L.; Leach, J.H.; Carlton, J.T.; Secor, C.L. 1993. Exotic species in the Great Lakes: a history of biotic crises and anthropogenic introductions. J. Gt. Lakes Res. 19:1–54.

Stearns, S.C. 1976. Life-history tactics: a review of the ideas. Q. Rev. Biol. 51:3–47.

Turgeon, D.D.; Quinn, J.F., Jr.; Bogan, A.E.; Coan, E.V.; Hochberg, F.G.; Lyons, W.G.; Mikkelsen, P.M.; Neves, R.J.; Roper, C.F.E.; Rosenberg, G.; Roth, B.; Scheltema, A.; Thompson, F.G.; Vecchione, M.; Williams, J.D. 1998. Common and scientific names of aquatic invertebrates from the United States and Canada: Mollusks. 2nd ed. Am. Fish. Soc. Spec. Publ. 26. Bethesda, MD. 536 p.

Williams, J.D.; Warren, M.L. Jr.; Cummins, K.S.; Harris, J.L.; Neves, R.J. 1993. Conservation status of the freshwater mussels of the United States and Canada. Fisheries (Bethesda) 18(9):1–22.

Annexe

Traits apparents de 15 espèces de mollusques introduites à des fins alimentaires (*Cipangopaludina chinensis malleata* et *Corbicula fluminea*) et par les eaux de lest (le reste des espèces citées ici, sauf *Musculium lacustre* et *M. partumeium*), qui sont répandues dans la plus grande partie de l'Eurasie et de l'Amérique du Nord[1]

	Traits (voir au tableau 2, colonne 1, les noms des traits 1 à 12; l'impact écologique est aussi indiqué)												
Espèce	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Impact
Cipangopaludina chinensis malleata, a	[b]	[b]	[c]	[a]	[b]	[b]	[a]	[b]	[b]?	[b]	[a]	[c]	0
Corbicula fluminea, b	[a]	[b]	[b-c]	[a]	[a]	[a]	[b]	[a]	[a]	[b]	[a]	[a]	-
Bithynia tentaculata, c	[a]	[b]	[a-c]	[a]	[a]	[b]	[a]	[a]	[a]	[a]	[a]	[a]	-?
Potamopyrgus antipodarum, d	[a]	[b]	[a-c]?	[a]?	[a]	[b]	[a]?	[a]?	[a]	[a]	[a]	[a]	-, 0?
Radix auricularia, e	[a]	[a]	[a-c]	[a]	[a]	[b]	[a]	[a]	[a]	[b]	[b]	[b]	0
Valvata piscinalis, f	[a]	[a]	[a-c]	[a]	[a]	[b]	[a]	[a]	[a]	[a]	[b]	[b]	0
Dreissena bugensis, g	[a]	[b]	[a-c]	[a]	[a]	[a]	[b]	[a]	[a]	[b]	[a]	[a]	–
Dreissena polymorpha, h	[a]	[b]	[a-c]	[a]	[a]	[a]	[b]	[a]	[a]	[b]	[a]	[a]	–
Musculium lacustre, i	[a]	[a]	[a-c]	[a-b]	[b]	[b]	[a]	[a]	[a]	[a]	[a]	[b]	0
Musculium partumeium, j	[a]	[a]	[a-c]	[a-b]	[b]	[b]	[a]	[a]	[a]	[a]	[a]	[b]	0
Pisidium amnicum, k	[a]	[a]	[a-c]	[a-b]	[b]	[b]	[a]	[a]	[a]	[a]	[a]	[b]	0
Pisidium henslowanum, l	[a]	[a]	[a-c]	[a-b]	[b]	[b]	[a]	[a]	[a]	[a]	[a]	[b]	0
*Pisidium moitessierianum**, m	[a]	[a]	[a-c]?	[a-b]?	[b]	[b]	[a]	[a]	[a]	[a]	[a]	[b]	0
Pisidium supinum, n	[a]	[a]	[a-c]?	[a-b]?	[b]	[b]	[a]	[a]	[a]	[a]	[a]	[b]	0
Sphaerium corneum, o	[a]	[a]	[a-c]	[a-b]	[b]	[b]	[a]	[a]	[a]	[a]	[a]	[b]	0

[1] L'impact est soit négatif (–), soit nul (0), selon l'auteur. Voir dans Mackie (1999b, 2000a) et Grigorovich *et al.* (2000) des détails sur les traits ou des références sur ces traits. Les lettres *a* à *o* dans la colonne des espèces renvoient à la figure 1. « ? » indique une incertitude quant au(x) trait(s) en raison d'un manque d'information.

* Nouvelle espèce découverte dans les Grands Lacs par Grigorovich *et al.* (2000).

Quatrième partie La gestion des espèces exotiques

Quatre options sont possibles face au problème des espèces exotiques envahissantes : empêcher l'invasion; si cela ne réussit pas, éradiquer l'envahisseur; si cela n'est pas possible, gérer les populations établies de manière à ralentir leur expansion ou atténuer leurs effets; ou ne rien faire. Dans cette partie de l'ouvrage, les auteurs présentent une ou plusieurs de ces options dans différents contextes et pour différentes espèces.

La prévention constitue l'option privilégiée, car elle permet d'éviter les coûts économiques, sociaux et écologiques que peuvent entraîner les mesures d'éradication ou de lutte. Cependant, il devient difficile d'assurer la prévention lorsqu'on n'a pas étudié et qu'on ne peut prévoir les effets des espèces exotiques en cause.

Le message qui sous-tend bon nombre des textes de la présente publication est que les Canadiens doivent tirer des leçons de leurs expériences et de celles d'autres pays pour mieux s'attaquer au problème. Partout au pays, l'introduction intentionnelle ou accidentelle de poissons exotiques a contribué à déstabiliser les populations de poissons indigènes. Les gestionnaires tentent depuis des années de prévenir l'entrée d'espèces aquatiques exotiques dans les Grands Lacs. Or c'est un défi de taille. Les espèces exotiques s'introduisent chez nous de nombreuses façons, et, pour empêcher leur introduction, il faut appliquer des mesures et des stratégies complexes. La sensibilisation au problème, à tous les niveaux, est importante, et la collaboration est essentielle, tout comme la communication, entre les organismes gouvernementaux intéressés, les scientifiques, l'industrie et les organisations non gouvernementales. On pourra ainsi éviter les chevauchements, mobiliser des fonds, diffuser un message cohérent et établir les priorités dans les programmes, et, par conséquent, de réaliser des économies et de gagner du temps.

On a longtemps eu recours à des mesures phytosanitaires pour empêcher l'introduction d'espèces exotiques nuisibles pour les cultures et les arbres d'intérêt commercial. Ces mesures visent les insectes, les champignons, les bactéries, les nématodes, les virus et les plantes jugées nuisibles. La lutte contre ces organismes s'opère par l'application de règlements particuliers qui visent à prévenir leur propagation par l'être humain. Ces dernières années, au Canada, les ressources consacrées aux activités d'inspection, de détection et d'identification, aux relevés, à l'évaluation des risques, à la recherche et aux traitements n'ont pas augmenté à hauteur du risque croissant d'introduction de plantes nuisibles exotiques. Seulement 1 à 2 % des cargaisons en provenance de l'étranger sont soumises à des inspections régulières. Des enquêtes sur place dans d'autres pays, des systèmes de prévision et d'alerte phytosanitaire, le resserrement de la surveillance des marchandises à haut risque dans les ports canadiens, l'amélioration des méthodes de détection et d'analyse des organismes nuisibles et des enquêtes plus poussées sur les organismes nuisibles aux plantes qui sont justiciables de quarantaine sont tous des moyens qui contribueraient à accroître l'efficacité des programmes phytosanitaires et d'autres programmes similaires de prévention.

Quatre méthodes principales sont couramment utilisées pour la lutte contre les populations établies d'organismes nuisibles, soit les méthodes mécaniques, chimiques et biologiques et la gestion des écosystèmes. Les résultats sont variables : tantôt des échecs, tantôt de remarquables réussites. La recherche permettra d'améliorer ces méthodes et de choisir celle qui convient le mieux à chaque situation. Des analyses avantages-coûts approfondies, l'évaluation réaliste des chances de succès et l'analyse des effets probables sur les espèces non ciblées sont des éléments clés de l'évaluation des méthodes de lutte.

Un problème propre à la gestion des espèces exotiques ressortit au fait que la documentation sur les nouvelles introductions et sur les techniques d'intervention est souvent éparse et inaccessible. La mise en réseau des bases de données contribuerait à améliorer la situation à cet égard.

La lutte biologique « classique » consiste à trouver des ennemis naturels efficaces de l'espèce exotique ciblée et à les lâcher dans les zones où celle-ci s'est introduite. On s'attend à ce que ces ennemis établissent des populations viables et, partant, stabilisent celles de l'espèce en question. Cette méthode a été employée, par exemple, contre des plantes nuisibles qui avaient envahi des pâturages et des terres non cultivées où le recours à des herbicides était jugé trop coûteux. Par ailleurs, la lutte biologique « inondative » consiste élever et à lâcher en masse un ennemi naturel indigène d'une espèce à éliminer, qu'elle soit indigène ou exotique. Appliquée aux plantes nuisibles, cette approche peut réduire, et parfois même remplacer, les applications d'herbicide.

Au Canada, on mène des recherches depuis plus de 50 ans sur la lutte biologique contre les plantes nuisibles indigènes et exotiques, et celle-ci s'est révélée efficace dans plusieurs cas. L'examen approfondi des problèmes et des moyens possibles de les résoudre doit absolument précéder tout recours à la lutte biologique classique et inondative. Une des lacunes qu'on

attribue à la lutte biologique est le manque de surveillance sur une longue période des ennemis naturels de l'espèce visée qu'on introduit. Il existe des cas bien documentés où le prédateur introduit s'est attaqué à des espèces indigènes non ciblées, y compris des espèces rares. Les promoteurs de cette forme de lutte devront persuader la société qu'ils peuvent la mener sans danger, et que des programmes efficaces, comme ceux qui visent les ravageurs exotiques d'espèces végétales dans des zones naturelles, présentent des avantages écologiques qui justifient leurs coûts de mise en œuvre. Mais est-ce que les organismes de financement accepteront qu'il faille compter 20 ans pour l'exécution d'un programme de surveillance postérieur au lâcher d'agents de lutte biologique?

La lutte contre une espèce envahissante déjà établie ne comporte pas seulement des aspects techniques. La salicaire, plante d'origine européenne, envahit les milieux humides et déplace jusqu'à 60 % de la végétation indigène. Une initiative efficace de lutte contre cette espèce dans l'ensemble du Canada a montré que pour assurer une planification stratégique adéquate, il est essentiel de sensibiliser les autorités politiques et, plus encore, de les convaincre du bien-fondé des processus et des programmes. D'autres éléments sont également importants : présenter des données solides sur l'invasion, pouvoir communiquer ces données au public et aux autorités politiques et obtenir le soutien des personnes et des entités qui pourraient être affectées par les mesures correctives prévues. Dans le cas de la salicaire, la composante la plus difficile à gérer réside dans la mise en place des solutions, en partie à cause des dépenses en cause, mais aussi parce que l'enthousiasme initial est susceptible de tiédir.

Introductions intentionnelles d'espèces exotiques de poissons : savons-nous tirer la leçon de nos erreurs?

Dennis Wright

L'espèce humaine est l'une des rares espèces de notre planète qui soit capable de manipuler son environnement pour répondre à ce qu'elle perçoit comme ses besoins, et depuis longtemps nous jouons avec la nature. En colonisant la Terre entière, nous avons transporté des plantes et des animaux d'un écosystème à l'autre pour nous nourrir, nous divertir ou embellir notre cadre de vie. Toutefois, dans bien des cas, nous n'avons guère pensé à l'intégrité écologique de l'écosystème récepteur. À cause de diverses caractéristiques inhérentes aux poissons, au génie civil et à la nature humaine, de nombreuses espèces se sont déplacées ou ont été transportées dans de nouveaux milieux. Lorsque nous avons délibérément déplacé des poissons ou modifié des cours d'eau, nos intentions étaient sans doute bonnes, et nous en avons peut-être tiré temporairement des profits socio-économiques, mais quels coûts à long terme nos actions ont-elles imposés aux communautés indigènes de poissons et à leur milieu?

L'invasion des écosystèmes par les espèces exotiques est l'un des plus graves problèmes qui se posent aujourd'hui dans la gestion des ressources naturelles. Cette situation a été mise en lumière dans un rapport publié en 1995 par l'US National Research Council et intitulé *Understanding Marine Biodiversity: A Research Agenda for the Nation* (National Research Council, 1995), qui reconnaissait l'introduction d'espèces exotiques et la dégradation de la biodiversité marine comme l'un des cinq dossiers chauds de l'environnement auxquels les États-Unis devaient alors s'attaquer. Selon des estimations prudentes, les pertes économiques dues aux espèces exotiques ou envahissantes de poissons se chiffraient aux États-Unis à plus de 1 milliard $US par an, et les pertes totales dues à toutes les introductions d'organismes exotiques dans l'ensemble de l'environnement à plus de 138 milliards $US par an (Pimentel *et al.*, 2000).

Le problème n'est pas nouveau et bien que de nombreuses espèces arrivent sans être invitées, de façon clandestine ou associées à d'autres, c'est souvent à cause de l'action humaine que des organismes se sont établis dans de nouveaux milieux. La carpe (*Cyprinus carpio* L.) est probablement l'une des premières espèces de poissons délibérément introduites hors de leur aire originelle : c'est un poisson issu du bassin du Danube, qui semble avoir été déplacé par les Romains vers le 1er siècle de notre ère (Balon, 1995). Vers la fin du Moyen-Âge, des ordres monastiques ont disséminé la carpe dans toute l'Europe, et l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus* (L.)) a été introduit dans bon nombre de lacs alpins de haute altitude de la Scandinavie et du Tyrol autrichien (Pechlaner, 1984). En Amérique du Nord, les introductions et les transferts ont commencé peu après l'arrivée des premiers colons européens. DeKay (1842) signale que des cyprins dorés (*Carassius auratus* (L.)) ont été amenés en Amérique du Nord au début du XVIIe siècle. Citant cet auteur, Courtenay *et al.* (1984) rapportent que les premiers lâchers déclarés de cyprins dorés aux États-Unis remontent à la fin du XVIIe siècle. Selon ces chercheurs, ces premières introductions sont le résultat de libérations intentionnelles par les colons, qui voulaient enrichir la faune ichtyenne de l'Amérique du Nord. Aujourd'hui encore, les introductions de poissons exotiques se poursuivent à un rythme alarmant. Par exemple, la grémille européenne (*Gymnocephalus cernuus* (L.)), le gobie arrondi (*Neogobius melanostomus* (Pallas)) et le gobie de la mer Noire (*Proterorhinus marmoratus* (Pallas)) ont été récemment introduits dans les Grands Lacs.

De tels transferts ne sont pas nécessairement favorables, et nous avons dû apprendre au fil du temps, et parfois à regret, que l'introduction d'espèces exotiques dans un écosystème aquatique a nécessairement de graves effets négatifs sur les espèces indigènes et leurs habitats. Trop souvent, les mesures prises pour régler des problèmes immédiats ou locaux ont eu des conséquences négatives de grande ampleur dans le temps et dans l'espace. C'est ce que Moyle *et al.* (1986) ont appelé « l'effet Frankenstein ». Dans son célèbre roman (1818), Mary Shelley a su mettre en scène les craintes qu'éprouve l'être humain devant les dangers — et les conséquences — du viol des limites de la nature. Le Dr Frankenstein, en s'efforçant de créer un être humain « nouveau et amélioré », a découvert, au prix de sa paix intérieure et même de sa vie, qu'il avait apporté danger et destruction dans l'existence de ceux qu'il aimait, et qu'il avait créé plus de problèmes qu'il n'en avait résolu.

Tout comme le Dr Frankenstein, nous avons essayé d'améliorer les ressources halieutiques sans tenir compte des conséquences pour les communautés indigènes de poissons. Nous avons fait la sourde oreille aux avertissements de Henry Regier (1968), un des plus éminents halieutes du Canada, qui, paraphrasant le président John F. Kennedy dans son discours d'investiture,

déclarait : « Nous choisissons les espèces exotiques en fonction de ce qu'elles peuvent faire pour nous, au lieu de nous demander ce qu'elles peuvent faire pour le système non humain. »

Et pourtant, malgré toutes les mauvaises expériences et les mises en garde, nous continuons à introduire de nouvelles espèces dans les écosystèmes. Sommes-nous capables de tirer la leçon de l'histoire des introductions ou bien, fermant les yeux sur l'expérience des autres, sommes-nous condamnés à reproduire certaines de leurs erreurs? J'examine, dans le présent article, certains exemples d'introductions intentionnelles et leurs effets négatifs sur les communautés aquatiques, j'analyse certains des concepts de gestion qui ont guidé notre réflexion dans le passé et je pose les jalons d'une action future.

Déclin des poissons indigènes et expansion des poissons exotiques

Lorsque les Grands Lacs ont émergé de la chape de glace qui les recouvrait, il y a environ 15 000 ans, au moment du retrait du dernier inlandsis, ils se sont peuplés de quelque 160 espèces de poissons qui arrivaient des refuges glaciaires situés dans les régions du Mississippi et de l'Atlantique (Mandrak et Crossman, 1992; Tanner, 2000). Une communauté aquatique riche et stable s'est rapidement établie. Les salmonidés constituaient la principale composante des populations de poissons de ces lacs (Thwaites, 1896; Trautman, 1957). Dans le lac Ontario, les corégonidés planctivores représentaient la biomasse la plus importante, et le saumon atlantique (*Salmo salar* L.) était le premier et le plus abondant des piscivores. Dans les lacs d'amont, plus profonds, c'est le touladi (*Salvelinus namaycush* (Walbaum)) qui jouait ce rôle. La perchaude (*Perca flavescens* (Mitchill)), le doré noir (*Stizostedion canadense* (Smith)), le doré jaune (*S. vitreum vitreum* (Mitchill)) et le doré bleu (*S. vitreum glaucum* Hubbs[1]) étaient particulièrement abondants dans le lac Érié (Smith, 1995). Sur la foi d'études paléoécologiques, des chercheurs estiment que, collectivement, quelque 19 espèces différentes constituaient les effectifs les plus nombreux et l'essentiel de la biomasse de poissons, représentant donc les principales composantes d'une communauté ichtyenne stable et très productive (Smith, 1995).

Après la guerre de 1812, il y a eu un afflux de colons européens dans le bassin versant des Grands Lacs. La déforestation et le défrichage des terres agricoles se sont faits à un rythme si effréné que, dès les années 1890, le bassin versant du lac Ontario, dans l'Ouest de l'État de New York, était presque entièrement déboisé (Rafter, 1897; Warwick, 1978). Une transformation similaire s'est produite du côté canadien de ce bassin. Parallèlement au déboisement, on drainait de nombreuses terres humides et les vallées s'industrialisaient. Le rejet dans les rivières, dont l'eau faisait tourner les turbines, des déchets des usines et des fabriques polluaient déjà gravement, dès le milieu du XIX^{e} siècle, la presque totalité des cours d'eau du bassin (Stone and Stewart Publishing, 1866; Smith, 1892). Les baisses de débit, l'élévation de la température de l'eau, l'érection des barrages et la pollution ont réduit l'habitat disponible pour les espèces qui frayaient en eau douce, ce qui a causé leur déclin.

Pendant qu'on aménageait les terres, des pêches incontrôlées et dévastatrices avaient lieu sur les rives des lacs. Par exemple, on pêchait le grand corégone (*Coregonus clupeaformis* (Mitchill)) pour le transformer en engrais (Adams, 1912), alors que le cisco de lac (*C. artedi* Lesueur) et l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens* Rafinesque) étaient considérés comme des nuisances et simplement détruits (Koelz, 1926).

L'exploitation excessive, couplée à la dégradation de l'habitat, a eu un effet dévastateur sur les stocks de poissons. Dès le milieu du XIX^{e} siècle, les captures de toutes les espèces avaient fortement baissé dans le lac Ontario, qui est peut-être le plus productif des Grands Lacs aux eaux profondes. En 1900, le saumon atlantique y avait disparu (Huntsman, 1944). Selon la description de Smith et Snell (1891), la pêche de subsistance sur les rives du grand lac était en train de disparaître; des villes autrefois vivantes se mouraient, et les filets moisis pourrissaient sur les séchoirs.

Malgré la réduction de la pression exercée par la pêche, les stocks ne se sont pas rétablis, ce qui indique que des facteurs autres que la pêche étaient en jeu dans le déclin. En réponse à ce problème qui se posait dans les Grands Lacs et ailleurs, le président des États-Unis, Ulysses S. Grant, établit en 1871 l'US Fish Commission, organisme chargé d'étudier la baisse des ressources de poissons comestibles des côtes et des lacs des États-Unis, et de proposer des mesures de rétablissement.

En 1871, la propagation artificielle de la truite et d'autres poissons n'en était qu'à ses débuts, mais elle excitait déjà l'imagination d'un nombre croissant d'halieutes qui cherchaient à accroître les stocks de poissons de pêche sportive et commerciale. L'introduction d'une grande quantité d'espèces indigènes et exotiques dans

1. Le doré bleu est considéré par certains taxinomistes comme une sous-espèce du doré jaune. Ce poisson, qui habitait seulement le lac Érié et le lac Ontario, est maintenant considéré comme rare et, en fait, a probablement disparu. Sa classification taxinomique est très controversée, et une analyse de l'ADN est en cours sur certains spécimens récemment capturés et présumés être des dorés bleus. Il n'existe toutefois aucun spécimen de référence fiable dont on pourrait tirer de l'ADN pour la comparaison. Les composés généralement utilisés pour préserver les spécimens (comme le formol ou l'alcool) détruisent l'ADN, de sorte que les collections des musées ne peuvent servir à cette fin.

de nouvelles eaux semblait un moyen simple d'améliorer les possibilités de pêche pour tout le monde. Les trois décennies qui ont suivi ont été l'âge d'or des introductions : les gestionnaires de la pêche ont essayé un grand nombre d'espèces dans des eaux très diverses. Des truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum)) ont été amenées de la Californie à la côte Est et aux Grands Lacs dès 1874 (McCrimmon, 1971). L'US Fish Commission a commencé en 1877 à introduire des carpes venues d'Allemagne et, pendant deux décennies, la Commission a fait de l'ensemencement et de la distribution de carpes destinées à la pêche de subsistance dans un bonne partie du territoire des États-Unis. Le Canada a emboîté le pas et, entre 1881 et 1893, la direction des Pêcheries du ministère de la Marine et des Pêcheries du Canada et la Commission de la chasse et de la pêche de l'Ontario ont introduit la carpe dans cette province dans le but de constituer, selon leurs dires, « une denrée alimentaire peu coûteuse pour l'avenir » (Crossman, 1968). Le programme a soulevé l'enthousiasme, et on a tôt fait d'introduire des carpes dans toutes les rivières et tous les plans d'eau accessibles. Ce poisson s'est rapidement répandu et multiplié, causant de graves dommages et des pertes d'habitat dans les herbiers du littoral. L'assentiment public a vite décrû et les critiques se sont multipliées dans les milieux professionnels de la pêche et dans la population, de sorte que, 19 ans après la première introduction de carpes, le ministère de la Chasse et de la Pêche de l'Ontario déclarait en substance : « Nous concédons que l'introduction et la propagation de la carpe sur ce continent n'ont eu que des effets déplorables » (Crossman, 1968). À ce jour, l'introduction de cette espèce, qui est maintenant considérée comme indésirable, est emblématique des effets négatifs de l'absence d'études sérieuses avant l'introduction d'une espèce animale exotique.

J.D. Whish, un non-spécialiste qui participait à la réunion de 1906 de l'American Fisheries Society, a formulé à cette occasion des observations et des commentaires qui, un siècle plus tard, n'ont rien perdu de leur pertinence (Whish, 1906) :

> Tout vient, à mon sens, de cette volonté d'aller chercher quelque chose à l'étranger plutôt que chez nous, comme si, parce qu'une chose vient d'Europe, elle est obligatoirement meilleure que ce qu'on trouve en Amérique [...] J'ai toujours été pêcheur; petit garçon sur une ferme, avec mes culottes déchirées, une épingle et un bout de ficelle faisaient mon bonheur. J'ai vu tous ces éminents scientifiques applaudir la découverte de la carpe prodigieuse. J'étais aussi présent à des réunions où les grands spécialistes sont venus avouer — avec les plus grandes réticences — que l'introduction de la carpe a été une tragédie sur le plan halieutique.

La truite brune (*Salmo trutta* L.), originaire d'Allemagne et d'Écosse, a été introduite à partir des années 1880 à la fois par le ministère de la Marine et des Pêcheries du Canada et par l'US Fish Commission (McCrimmon et Marshall, 1968) dans le but de remplacer le saumon atlantique. Par rapport à son objectif, cette introduction a connu un franc succès, et des populations viables se sont établies dans des habitats qui avaient été dégradés par l'avancée de la « civilisation ». Cela n'a toutefois pas été sans effets sur les espèces indigènes. L'État de New York a fortement réduit en 1906 l'ampleur de son programme de propagation de la truite brune à cause de la grave concurrence exercée par ce poisson sur les populations indigènes d'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis* (Mitchill)) (Bean, 1906), mesure commentée par Whish (1906) en ces termes :

> Et voilà que les successeurs de ces éminents messieurs avouent avec les plus grandes réticences que l'introduction de la noble truite brune était elle aussi une erreur [...]
>
> Mais je reviens avec ma question sur la carpe : n'aurait-il pas mieux valu qu'ils trouvent d'abord où il convenait d'installer ces poissons avant de les lâcher dans toutes les eaux du pays? Et la situation n'est-elle pas la même pour la truite brune?
>
> Quelle est la valeur de notre grand scientifique s'il est incapable de donner un conseil éclairé quand se posent de graves questions comme celles-ci? Car c'est une grave question que d'introduire dans les eaux d'un État, ou d'une nation, un poisson dont on ne connaît rien du mode de vie, sinon qu'il est présent de l'autre côté de l'océan; et quel qu'ait pu être son mode de vie de l'autre côté de l'océan, il est certainement différent quand le poisson arrive ici; et je pense que dans l'avenir, si quelqu'un nous offre d'implanter une espèce de poisson qui semble bonne et précieuse dans un autre pays, la sagesse voudrait qu'on l'essaye dans un endroit clos, bien isolé, avant de la répandre dans l'ensemble du pays au risque de détruire nos meilleurs poissons.

Transfert de poissons indigènes à l'extérieur de leur aire naturelle

Nous avons peut-être tout de même tiré la leçon des problèmes du XIX[e] siècle et, dans le souci de ne pas reproduire l'erreur commise avec la carpe, les introductions réalisées entre les années 1890 et les années 1950 concernaient principalement des transferts d'espèces indigènes de l'Amérique du Nord vers des régions situées à l'extérieur de leur aire naturelle. Le sentiment de l'innocuité de tels transferts vient peut-être de l'opinion fausse et largement répandue selon laquelle, si des espèces exotiques venues de pays lointains risquent de causer des problèmes pour le biote indigène, le transfert d'espèces indigènes dans des écosystèmes proches ne comporte aucun danger (Dextrase et Coscarelli, 1999). Bon nombre des introductions de cette période avaient peu de chances de succès, car les facteurs environnementaux, physiologiques et écologiques qui délimitent

la survie ne recevaient pas une attention suffisante. De nombreuses espèces ont été lâchées dans des milieux qui étaient totalement inadéquats pour le maintien de populations viables.

Si certains de ces transferts ont parfaitement réussi à atteindre leur objectif, comme l'introduction de la truite arc-en-ciel dans les régions situées à l'est des Rocheuses en 1874, et celle du bar rayé (*Morone saxatilis* (Walbaum)) dans le Pacifique près de Martinez, en Californie, en 1879, d'autres se sont révélés, pour le moins, des catastrophes écologiques.

Figure 1. Éperlan arc-en-ciel. Photo © John G. Shedd Aquarium, Chicago (IL).

En 1912, dans le cadre d'un programme visant à introduire le saumon atlantique dans les Grands Lacs d'amont, le Department of Conservation du Michigan a déversé des œufs d'un stock anadrome d'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax* (Mitchill)) de la côte atlantique (figure 1) dans le lac Crystal, un tributaire du lac Michigan, pour établir une espèce-fourrage destinée à l'alimentation du saumon (Van Oosten, 1937). Alors qu'aucun spécimen de l'espèce recherchée, le saumon, n'a survécu après cette introduction, les éperlans ont prospéré. Ils sont descendus jusqu'au lac Michigan, où s'est établie une population viable qui a rapidement colonisé tous les Grands Lacs (figure 2). L'introduction de l'éperlan arc-en-ciel dans les Grands Lacs est considérée comme l'un des principaux facteurs du déclin, et probablement de l'extinction, de plusieurs espèces de ciscos à aire de répartition extrêmement limitée qui avaient évolué de façon à tirer parti de l'environnement (Loftus et Hulsman, 1986; Evans et Loftus, 1987). Ces

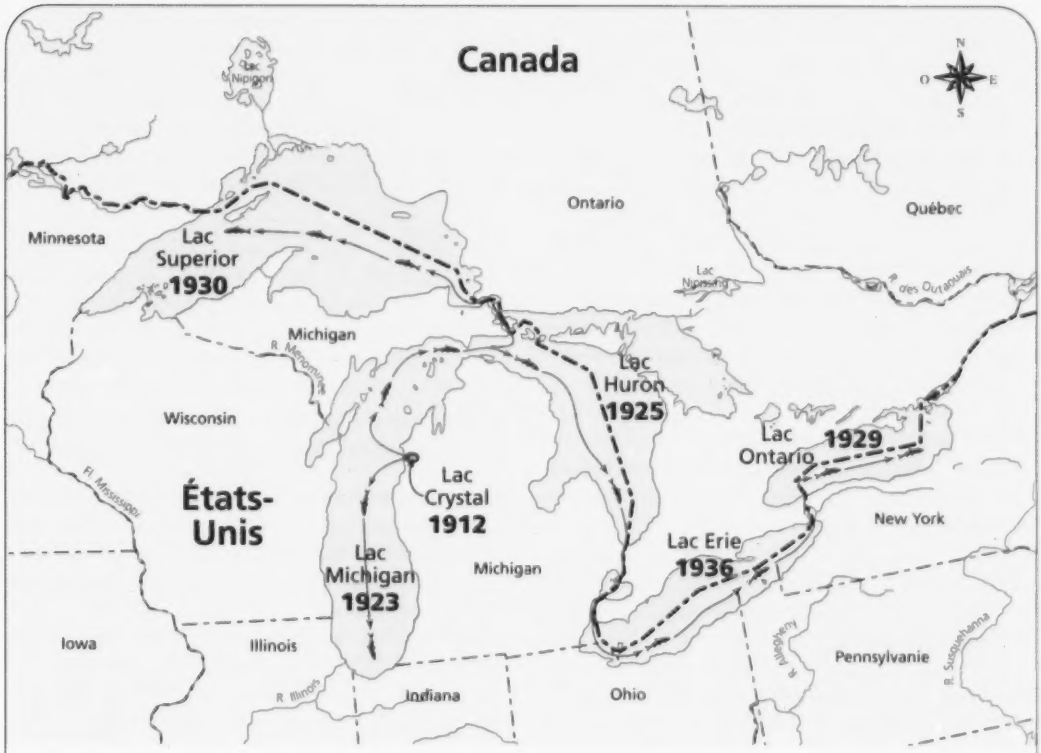


Figure 2. Dates des premières observations d'éperlans arc-en-ciel dans les Grands Lacs. Les flèches indiquent la migration présumée des poissons du lac Crystal vers le réseau des Grands Lacs. On suppose que l'éperlan a atteint le lac Érié entre 1925, année où on l'a découvert dans le lac Huron, et 1929, moment où on l'a détecté dans le lac Ontario, mais qu'on n'avait pas remarqué sa présence parce que la population était maintenue à un bas niveau par le grand nombre d'espèces prédatrices présentes dans le lac Érié. Une fois que quelques spécimens sont arrivés dans le lac Ontario, où les prédateurs étaient absents, la population y a augmenté rapidement, ce qui explique qu'on y ait noté sa présence avant sa découverte dans le lac Érié.

poissons représentaient pour le touladi une source importante de nourriture, et étaient aussi capturés, fumés, et vendus sous le nom anglais de « chub », produit considéré comme une spécialité recherchée. Le Canada et les États-Unis n'ont pas réussi à rétablir des populations autonomes de touladi dans les Grands Lacs, ce qui semble être lié à la faiblesse des concentrations de thiamine dans les œufs, résultat direct d'un régime alimentaire consistant presque entièrement en éperlan arc-en-ciel et en gaspareau (*Alosa pseudoharengus* (Wilson)), qui contiennent de fortes concentrations de thiaminase, enzyme qui détruit la thiamine (Fitzsimons *et al.*, 1995; Fitzsimons et Brown, 1998; Ji *et al.*, 1998). L'éperlan arc-en-ciel peut aussi avoir contribué à la disparition, dans le lac Érié et le lac Ontario, du doré bleu, une sous-espèce présumée de doré qui ne se trouvait que dans ces deux lacs (Christie, 1974; Becker, 1983; Todd, 1986) (voir aussi la note 1).

On nous dit que l'étude de l'histoire sert à nous renseigner sur notre passé, sur les erreurs commises et sur leurs conséquences, et que cette étude évitera que les mêmes erreurs ne se reproduisent. Il semble malheureusement que nous n'ayons pas tiré la leçon de l'introduction de l'éperlan arc-en-ciel dans les Grands Lacs. La retenue des eaux du Missouri par le barrage Garrison, dans le Dakota du Nord, dans les années 1950, a formé le lac grand et profond de Sakakawea dans une région peu favorisée sur le plan de la pêche sportive. Pendant la mise en eau du réservoir, les responsables des pêches de l'État ont ensemencé le lac avec du saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha* (Walbaum)) et coho (*O. kisutch* (Walbaum)) ainsi qu'avec du touladi et de la truite brune. Afin de constituer une réserve de nourriture pour les salmonidés, on y a déversé en avril 1971 quelque 7 500 femelles gravides d'éperlan arc-en-ciel provenant du lac Supérieur (Mayden *et al.*, 1987). Les salmonidés doivent être constamment remplacés par des poissons nés et élevés en écloserie pour satisfaire à la demande de la pêche sportive de type « dépôt-grossissement-retrait » qui s'est développée dans la région. Par contre, l'éperlan a prospéré et a rapidement constitué une forte population viable. Dès 1974, des éperlans étaient descendus jusqu'au lac Oahe (Dakota du Sud), le premier grand réservoir en aval, et en 1978, ils représentaient l'espèce de poisson la plus commune du lac (figure 3). Après s'être établi dans le lac Oahe, l'éperlan s'est répandu rapidement dans le fleuve Missouri et dans les trois réservoirs suivants. Ce poisson est maintenant présent en petit nombre dans ces retenues, mais il y est moins bien établi que dans les réservoirs d'amont, probablement parce que la qualité de l'habitat y est moins bonne (Mayden *et al.*, 1987).

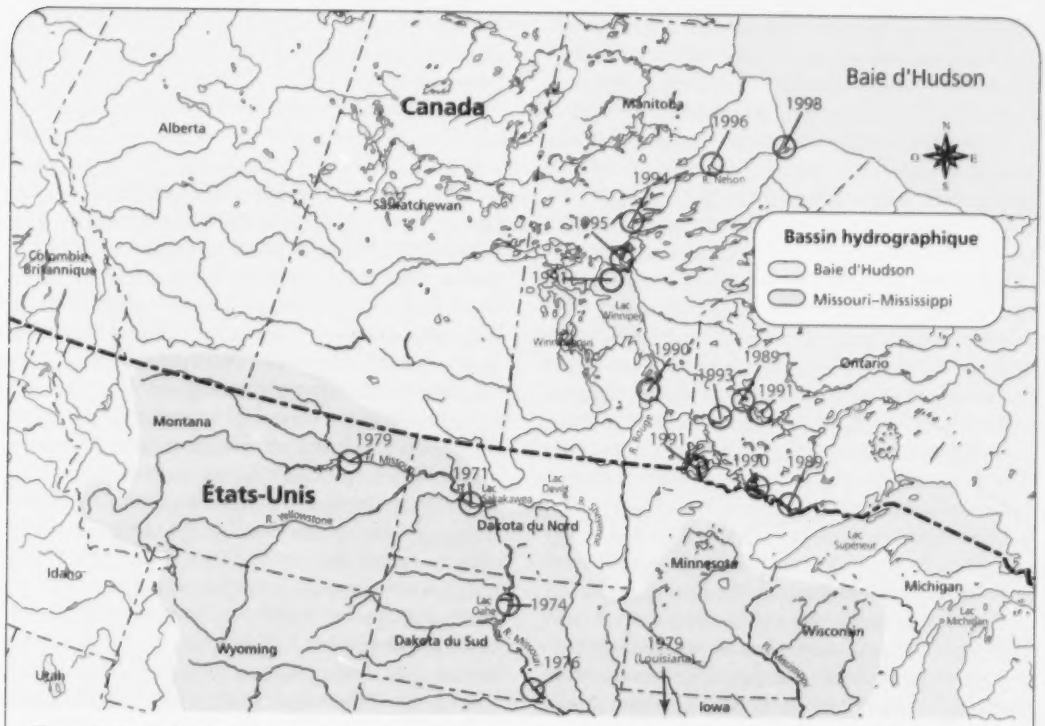


Figure 3. Dates des premières observations d'éperlans arc-en-ciel dans les bassins hydrographiques de la baie d'Hudson ainsi que du Missouri et du Mississippi. L'observation indiquée au bas de la carte a eu lieu en Louisiane en 1979.

Cette espèce a aussi été signalée dans un certain nombre d'emplacements situés en aval dans le cours principal du Missouri et du Mississippi, et a même été capturée en Louisiane en 1979 (Suttkus et Connor, 1979). En 1979, on a trouvé des éperlans arc-en-ciel dans le fleuve Missouri, en amont du lac Sakakawea, jusqu'au canal de fuite du barrage de Fort Peck et dans la rivière Yellowstone, au Montana (Gould, 1981). La plupart des mentions dans le Mississippi et toutes les mentions dans le Missouri semblent être le résultat de l'introduction du lac Sakakawea (Mayden *et al.*, 1987).

La dissémination de poissons exotiques à la suite du détournement de cours d'eau

L'introduction d'organismes exotiques est la pierre angulaire de l'opposition des gouvernements canadien et manitobain à deux projets de détournement de cours d'eau dans le Dakota du Nord, le projet de dérivation Garrison et l'émissaire de secours du lac Devils. Le projet de dérivation Garrison est un projet multifonctionnel de gestion des ressources hydriques visant à détourner de l'eau du fleuve Missouri vers les régions du centre et de l'est du Dakota du Nord, qui font partie du bassin hydrographique de la baie d'Hudson, et à fournir ainsi l'eau nécessaire à l'irrigation et aux besoins municipaux et industriels. Le lac Devils est un bassin fermé qui fait aussi partie du bassin hydrographique de la baie d'Hudson. Son niveau a monté de plus de 8,5 m depuis 1995 sous l'effet des précipitations excessives et du drainage de zones de rétention palustres à l'intérieur du bassin hydrographique. Le lac a donc doublé de volume (et même plus) et triplé de surface, passant de 16 000 à 48 000 ha. L'inondation a occasionné des dommages évalués à environ 450 millions $CAN, ce qui inclut la perte de plus de 300 habitations et de milliers d'hectares de terres agricoles, le déplacement et la reconstruction des routes et des infrastructures, et la construction d'une digue de rétention de 15 m pour protéger la ville de Devils Lake. La construction d'un émissaire artificiel entre le lac Devils et la rivière Sheyenne, un affluent de la rivière Rouge, a été proposée pour atténuer les inondations. Toutefois, le projet de dérivation Garrison et de création d'un émissaire au lac Devils ouvriraient de nouvelles voies d'accès permettant à des espèces exotiques connues ou inconnues de pénétrer dans les eaux canadiennes, en particulier dans le réseau du lac Winnipeg.

L'éperlan arc-en-ciel est l'une des principales espèces qui suscitent l'inquiétude dans les transferts d'organismes que provoquerait le projet Garrison. Aucune goutte d'eau n'a encore été déplacée, ni dans l'un ni dans l'autre des projets décrits plus haut, et pourtant les préoccupations associées au transfert de poissons exotiques entre bassins sont justifiées puisque le lac Winnipeg possède déjà une population d'éperlan arc-en-ciel (Campbell *et al.*, 1991; Franzin *et al.*, 1994).

L'origine de cette population est inconnue, mais ces poissons ont pu rejoindre le lac Winnipeg par une ou plusieurs voies possibles. L'éperlan arc-en-ciel a été introduit par diverses méthodes dans plusieurs lacs de la région nord du réseau hydrographique du lac Winnipeg (nord-ouest de l'Ontario), et dans la rivière à la Pluie (nord du Minnesota) : introduction délibérée par des pêcheurs comme poisson-fourrage pour le doré jaune et le touladi; négligence d'autres pêcheurs qui rejettent leurs surplus d'appâts; dissémination par inadvertance d'œufs fécondés au cours de la transformation d'éperlans capturés dans d'autres plans d'eau servant à la montaison (Evans et Loftus, 1987; Remnant, 1991; Wain, 1993). L'éperlan arc-en-ciel s'est établi et s'est bientôt dirigé vers l'aval dans les deux réseaux, mais ne se retrouvait pas dans la rivière Winnipeg, au-dessous du lac des Bois, avant d'être capturé dans le sud du bassin du lac Winnipeg en 1990 (figure 3). Il existe aussi un rapport isolé signalant la capture d'éperlans dans la rivière Rouge au sud du barrage St. Andrews en 1975, ce qui indiquerait que l'éperlan du lac Winnipeg pourrait provenir d'une introduction séparée, mais directe, dans la rivière Rouge. Depuis 1990, l'éperlan s'est retiré du lac Winnipeg pour descendre le fleuve Nelson. En 1996, ce poisson avait parcouru au moins 525 km en aval de l'émissaire du lac Winnipeg et, en 1998, on le capturait dans l'estuaire du fleuve Nelson, dans la baie d'Hudson (Remnant *et al.*, 1997; Bretecher et MacDonell, 1998).

Il est trop tôt pour estimer l'ampleur de l'impact de l'introduction de l'éperlan arc-en-ciel sur l'industrie de la pêche commerciale du lac Winnipeg, évaluée à 15 millions $CAN. Néanmoins, on s'attend à ce que l'éperlan cause le déclin de la population de plusieurs espèces de corégonidés et d'autres petites espèces comme le méné émeraude (*Notropis atherinoides* Rafinesque) et la queue à tache noire (*N. hudsonius* (Clinton)), en plus d'autres impacts préjudiciables éventuels. L'éperlan a une haute teneur en matières grasses, et les prédateurs qui s'en nourrissent croissent et engraissent généralement plus rapidement que s'ils se nourrissaient d'espèces indigènes de poisson-fourrage. Toutefois, ce régime alimentaire a fait baisser la qualité de la chair du doré jaune et du touladi, qui est consommée par le public. La chair du doré jaune devient graisseuse, molle et sans saveur, et celle du touladi acquiert une forte odeur de concombre, que la cuisson ne dissipe pas. L'éperlan arc-en-ciel occasionne d'autres problèmes; c'est un prédateur qui se nourrit des jeunes d'espèces de poissons de plus grande taille comme le doré jaune, le grand brochet (*Esox lucius* L.), le corégone et les ciscos. Les éperlans adultes rivalisent aussi avec les stades juvéniles d'espèces de plus grande taille, ce qui peut réduire le nombre de gros poissons qui pourraient survivre assez longtemps

pour se nourrir d'éperlans. De plus, puisque les éperlans sont piscivores, un autre échelon s'est ajouté à la chaîne alimentaire pour les prédateurs qui s'en nourrissent, ce qui a eu pour effet d'augmenter la concentration de polluants, comme le mercure, chez les espèces prédatrices de ce poisson. À ce jour, on ne peut que présumer les autres impacts négatifs que l'éperlan arc-en-ciel pourrait susciter dans le lac Winnipeg, et des études détaillées s'avéreront nécessaires.

L'éperlan arc-en-ciel n'est qu'une des espèces du fleuve Missouri qui inquiètent le Canada et le Manitoba. Bien que l'éperlan soit déjà présent dans le réseau hydrographique du lac Winnipeg, plusieurs autres espèces pourraient profiter des nouvelles voies d'accès que le projet Garrison ouvrirait. Vu les risques potentiels, le Canada et le Manitoba adhèrent donc au principe de précaution (Cameron et Abouchar, 1991), et s'opposent à tout projet qui proposerait le détournement de cours d'eau vers des plans d'eau du bassin hydrographique de la baie d'Hudson.

Dissémination sans frontières

Le Manitoba est devenu l'hôte, bien malgré lui, d'une autre espèce exotique venue du Dakota du Nord. Le Game and Fish Department du Dakota du Nord a introduit le bar blanc (*Morone chrysops* (Rafinesque)) en 1953 à des fins de pêche sportive dans le tout nouveau lac Ashtabula (derrière le barrage Baldhill, sur la rivière Sheyenne) (Cross *et al.*, 1986). Le bar blanc, tout comme l'éperlan arc-en-ciel, ne respecte pas les barrières politiques, et s'est déplacé du lac Ashtabula et de la rivière Sheyenne jusqu'à la rivière Rouge et vers l'aval jusqu'au lac Winnipeg, où l'on a capturé le premier spécimen en 1963 (Scott et Crossman, 1973). L'espèce s'est répandue partout dans le sud du bassin du lac Winnipeg, et elle constitue maintenant l'une des prises régulières de la pêche commerciale (Hanke et Stewart, 1994). L'impact de cette introduction sur la communauté de poissons indigènes n'est pas encore complètement déterminée. Cependant, il semblerait que l'espèce introduite soit en compétition avec plusieurs espèces indigènes. De plus, le bar blanc est considéré comme une espèce sans valeur par l'industrie de la pêche car sa part de marché est limitée et son extraction des filets cause une perte de temps importante.

Le Dakota du Nord s'est engagé en 1987 dans un programme d'introduction du sandre (*Stizostedion lucioperca* (L.)), cousin eurasien et congénère du doré jaune, dans le lac Sakakawea (Anderson, 1992). À cette époque, ce réservoir offrait l'une des meilleures pêches au doré jaune de l'Amérique du Nord, malgré la baisse du nombre de dorés causée par divers facteurs. Les faibles niveaux d'eau enregistrés, après plusieurs années de sécheresse, ont pu contribuer au déclin des habitats de frai. La fluctuation de la température de l'eau pendant les périodes de frai et de recrutement a pu avoir un effet négatif. Cependant, au lieu d'accroître la population de doré par l'ensemencement ou par la réduction des lâchers d'eau pendant la période de frai, l'État a soutenu que le sandre serait mieux adapté à l'écosystème que le doré indigène. L'État a aussi souligné que le sandre atteignait une plus grande taille que le doré indigène, et qu'ainsi les pêcheurs auraient facilement accès à des prises de 10 kg. Toutefois, bien que le sandre fraie plus tard que le doré jaune, ce qui le rend moins vulnérable aux caprices de la température printanière de cette région, et qu'il soit plus tolérant que le doré à un écosystème détérioré et fortement eutrophisé, il n'atteint pas la taille (aux latitudes nordiques) promise par les promoteurs. Malgré les objections des autorités des régions avoisinantes, qui pourraient devenir l'hôte involontaire du sandre, l'État a importé des œufs de sandre de Hollande en 1987 (Wright, 1992). L'US Fish and Wildlife Service a ordonné que ces œufs soient détruits lorsqu'il a appris que ceux-ci pouvaient être porteurs d'un rhabdovirus de l'alevin du brochet, absent en Amérique du Nord. Une seconde tentative a été réalisée en 1989 avec des œufs en provenance d'installations finlandaises certifiées exemptes de maladie. Les alevins obtenus ont été introduits dans le lac Spiritwood, un petit lac sans émissaire situé près de Jamestown, dans le Dakota du Nord. Cette tentative semble avoir échoué à cause d'une combinaison de facteurs : sécheresse, températures élevées de l'eau et structure de la communauté de poissons indigènes ainsi que la présence d'une population affamée de nectures tachetés (*Necturus maculosus* Rafinesque). Cet échec a en fait été heureux, car l'année suivante, l'augmentation du niveau d'eau a relié ce lac « fermé » à la rivière James, un affluent du fleuve Missouri. Le Game and Fish Department du Dakota du Nord a depuis abandonné la philosophie de gestion des pêches par l'introduction et le transfert d'espèces exotiques, et est maintenant un ardent défenseur de l'analyse complète des risques d'impact négatif avant toute nouvelle introduction de poissons dans les cours d'eau de l'État. Toutefois, en juin 2000, un poisson étrange a été recueilli dans le lac Spiritwood par le Game and Fish Department du Dakota du Nord. Des échantillons de tissus de ce poisson inconnu, ainsi que du doré jaune et du doré noir du lac Spiritwood, et du sandre originaire du stock finlandais utilisé lors de l'introduction de 1989, ont fait l'objet d'une analyse de l'ADN mitochondrial. Les résultats de cette analyse ont confirmé que ce spécimen était un sandre et qu'il avait la même composition génétique que les spécimens finlandais. Ce spécimen était âgé de deux ans et plus, ce qui indique qu'il ne provenait pas directement de l'introduction de 1989, mais qu'il était bien le résultat

de la reproduction naturelle des poissons introduits à ce moment-là. Le lac Spiritwood a tout récemment été relié à la rivière James à la suite d'un relèvement du niveau de l'eau qui a persisté pendant au moins trois ans. On craint donc que le sandre se soit enfui du lac où il a été introduit, et qu'il soit devenu un résident de la rivière James, ou qu'il ait atteint la branche principale du fleuve Missouri. Les conséquences de cette introduction sont toujours inconnues, et elles sont présentement à l'étude au Game and Fish Department du Dakota du Nord.

Les Canadiens ne peuvent se fermer les yeux et ignorer les sottises que d'autres instances ont commises

Tableau 1. Introductions connues de poissons d'eau douce au Canada

		Province ou territoire											
Nom de famille et d'espèce	**Nom commun**	TN	NE	IPE	NB	QC	ON	MB	SK	AB	CB	TNO	Y
Petromyzontidae	Lamproies												
Petromyzon marinus L.	Grande lamproie marine						NI_b						
Lepisosteidae	Lépisostés												
Lepisosteus platyrhincus DeKay	Lépisosté de Floride						I_b						
Hiodontidae	Laquaiches												
Hiodon alosoides (Rafinesque)	Laquaiche aux yeux d'or										I_a		
Anguillidae	Anguilles d'eau douce												
Anguilla rostrata (Lesueur)	Anguille d'Amérique						NI_b		I_a	NI_b			
Clupeidae	Harengs												
Alosa pseudoharengus (Wilson)	Gaspareau					NI_b	NI_b						
Alosa sapidissima (Wilson)	Alose savoureuse						I_a				I_a		
Dorosoma cepedianum (Lesueur)	Alose à gésier						NI_b						
Cyprinidae	Carpes et ménés												
Carassius auratus (L.)	Cyprin doré		I_b		I_b		I_b? NI_b?	I_b NI_a	I_b	I_b	I_b		
Couesius plumbeus (Agassiz)	Méné de lac										I_a		
Ctenopharyngodon idella (Valenciennes)	Carpe de roseau						NI_b NI_a?			I_a			
Cyprinus carpio L.	Carpe				I_a	NI_b?	I_a NI_b?	I_a	NI_b?		I_a NI_b?		
Notemigonus crysoleucas (Mitchill)	Chatte de l'est			I_a									
Notropis hudsonius (Clinton)	Queue à tache noire								I_a		I_a		
Notropis sp.	Méné non identifié								I_a				
Platygobio gracilis (Richardson)	Méné à tête plate										I_a		
Richardsonius balteatus (Richardson)	Méné rose										I_a		
Scardinius erythrophthalmus (L.)	Gardon rouge						NI_b						
Tinca tinca (L.)	Tanche										I_a		
Catostomidae	Meuniers												
Catostomus catostomus (Forster)	Meunier rouge										I_a		
Catostomus commersoni (Lacepède)	Meunier noir								I_a		I_a		
Ictiobus cyprinellus (Valenciennes)	Buffalo à grande bouche								I_a				
Characidae	Characins												
Colossoma sp.	Pacu non identifié						I_b						
Colossoma cf. Bidens	Espèce de pacu						I_b						

(à suivre)

Note : I_a = intentionnelle : introduction autorisée, y compris le transfert d'un bassin à un autre dans la même province;
I_b = intentionnelle : poissons déversés par un aquariophile;
NI_a = non intentionnelle : lâcher non intentionnel, comme l'évasion de poissons d'une station aquacole ou un déversement non autorisé;
NI_b = non intentionnelle : invasion résultant de l'action humaine (p. ex. le creusement d'un canal), ce qui comprend l'invasion faisant suite à un lâcher intentionnel ailleurs (p. ex. aux États-Unis);
NI_c = non intentionnelle : entrée par l'eau de lest ou un autre moyen.

Tableau 1. (suite)

Nom de famille et d'espèce	Nom commun	Province ou territoire											
		TN	NE	IPE	NB	QC	ON	MB	SK	AB	CB	TNO	Y
Ictaluridae	Barbottes												
Ameiurus melas (Rafinesque)	Barbotte noire							NI_b			NI_b		
Ameiurus nebulosus (Lesueur)	Barbotte brune							NI_b			NI_b		
											I_a		
Ictalurus punctatus (Rafinesque)	Barbue de rivière							NI_b			I_a?		
Noturus flavus Rafinesque	Barbotte des rapides							NI_b					
Loricariidae	Poissons-chats cuirassés												
Panaque nigrolineatus (Peters)	Panaque royal						I_b						
Esocidae	Brochets												
Esox americanus americanus Gmelin	Brochet d'Amérique					NI_b							
Esox lucius L.	Grand brochet								I_a		I_a		
Esox masquinongy Mitchill	Maskinongé				NI_b	I_a		I_a					
Esox niger Lesueur	Brochet maillé		I_a		NI_b	NI_b?							
					I_a?								
Umbridae	Umbres de vase												
Dallia pectoralis Bean	Dallia						I_a						
Osmeridae	Eperlans												
Osmerus mordax (Mitchill)	Eperlan arc-en-ciel	I_a			I_a	NI_b	NI_a	NI_b	I_a				
							NI_b						
Salmonidae	Saumons, truites et corégones												
Coregonus artedi Lesueur	Cisco de lac								I_a	I_a			
Coregonus clupeaformis (Mitchill)	Grand corégone	I_a				I_a		I_a	I_a	I_a	I_a		
Coregonus lavaretus (L.)	Lavaret					I_a?							
Hucho hucho (L.)	Huchon; saumon du Danube					I_a							
Oncorhynchus aquabonita (Jordan)	Truite dorée									I_a	I_a		
Oncorhynchus clarki (Richardson)	Truite fardée					NI_a	I_a?	I_a	I_a	I_a		I_a	
Oncorhynchus clarki lewisi (Girard)	Truite fardée de Yellowstone					I_a	I_a	I_a	I_a				
Oncorhynchus gorbuscha (Walbaum)	Saumon rose	I_a	NI_b		NI_b	NI_b	NI_a						
							I_a						
Oncorhynchus keta (Walbaum)	Saumon kéta						I_a?				I_a		
Oncorhynchus kisutch (Walbaum)	Saumon coho		NI_b		NI_b		I_a		I_a	I_a			I_a
Oncorhynchus masou (Brevoort)	Saumon japonais						I_a						
Oncorhynchus mykiss (Walbaum)	Truite ou saumon arc-en-ciel	I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	I_a
		NI_a			NI_a	NI_b	NI_b		NI_a				NI_a
Oncorhynchus mykiss (Palomino)	Truite arc-en-ciel, souche Palomino						NI_b						
Oncorhynchus mykiss (Skamania)	Truite arc-en-ciel, souche Skamania						I_a						
							NI_b						
Oncorhynchus mykiss (Tagworker)	Truite arc-en-ciel, souche Tagworker						I_a	I_a					
Oncorhynchus nerka (Walbaum)	Saumon rouge ou kokani					I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	I_a		
Oncorhynchus tshawytscha (Walbaum)	Saumon quinnat ou saumon royal			NI_b	I_a	NI_b	I_a				I_a		
					NI_b		NI_b						
Salmo salar L.	Saumon atlantique	I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	I_a?	I_a	I_a	I_a		
							NI_b				NI_a		
Salmo trutta L.	Truite brune	I_a	I_a			I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	I_a		
						NI_b							
Salmo trutta microstigma	Truite brune					I_a							
Salvelinus alpinus (L.)	Omble chevalier	I_a	I_a	I_a	I_a		I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	
							NI_a						

(à suivre)

Tableau 1. (suite)

Nom de famille et d'espèce	Nom commun	Province ou territoire											
		TN	NE	IPE	NB	QC	ON	MB	SK	AB	CB	TNO	Y
Salvelinus fontinalis (Mitchill)	Omble de fontaine		I_a	I_a	I_a		I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	
Salvelinus malma (Walbaum)	Dolly Varden									I_a	I_a		
Salvelinus namaycush (Walbaum)	Touladi						I_a		I_a	I_a			
Oncorhynchus clarki lewisi × *O. mykiss*	Hybride						I_a		I_a	I_a			
O. mykiss × *H. hucho*	Hybride					I_a							
Salmo salar × *S trutta*	Hybride	I_a											
Salmo trutta × *Salvelinus fontinalis*	Truite tigrée				I_a				I_a	I_a?			
S. fontinalis × *S. alpinus*	Hybride									I_a			
S. fontinalis × *S. malma* ou *S. confluentus*	Hybride				I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	I_a		
S. fontinalis × *S. namaycush*	Omble moulac									I_a	I_a	I_a	
(*S. fontinalis* × *S. namaycush*) × *S. namaycush*	Hybride						I_a						
S. namaycush × *S. malma* ou *S. confluentus*	Hybride									I_a	I_a?		
Thymallus arcticus (Pallas)	Ombre arctique					I_a	I_a	I_a	I_a		I_a		
Percopsidae	Perches-truites												
Percopsis omiscomaycus (Walbaum)	Omisco										I_a		
Gadidae	Morues												
Lota lota (L.)	Lotte										I_a		
Poeciliidae	Poecilies												
Gambusia affinis (Baird et Girard)	Gambusie						I_a	I_a		I_a	I_a?		
Poecilia latipinna (Lesueur)	Molliénésie à voilure									I_b			
Poecilia reticulata Peters	Queue de voile									I_b			
Xiphophorus helleri Heckel	Queue d'épée									I_b	I_a?		
Gasterosteidae	Épinoches												
Apeltes quadracus (Mitchill)	Épinoche à quatre épines						NI_c?						
Culaea inconstans (Kirtland)	Épinoche à cinq épines										I_a		
Gasterosteus aculeatus L.	Épinoche à trois épines						NI_c?			NI_a	I_a		NI_a
Cottidae	Chabots												
Cottus rhotheus (Smith)	Chabot de torrent									NI_a?			
Moronidae (aussi Percichthyidae)	Bars												
Morone americana (Gmelin)	Baret						NI_b						
Morone chrysops (Rafinesque)	Bar blanc						NI_b	NI_b					
Centrarchidae	Crapets												
Ambloplites rupestris (Rafinesque)	Crapet de roche						NI_b						
Lepomis gibbosus (L.)	Crapet-soleil					I_a					NI_b		
											I_a		
Lepomis macrochirus Rafinesque	Crapet arlequin							I_a	I_a				
								NI_a					
Micropterus dolomieu Lacepède	Achigan à petite bouche		I_a			I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	I_a	
						NI_b						NI_b	
Micropterus salmoides (Lacepède)	Achigan à grande bouche						I_a	I_a	I_a	I_a	NI_b		
Pomoxis annularis Rafinesque	Marigane blanche							NI_b	I_a				
Pomoxis nigromaculatus (Lesueur)	Marigane noire						NI_b	I_a	I_a		NI_b		
							I_a				I_a?		
Percidae	Perches												
Etheostoma spp.	Darts								I_a				
Gymnocephalus cernuus (L.)	Grémille						NI_c						

(à suivre)

Tableau 1. (suite et fin)

Nom de famille et d'espèce	Nom commun	Province ou territoire											
		TN	NE	IPE	NB	QC	ON	MB	SK	AB	CB	TNO	Y
Perca flavescens (Mitchill)	Perchaude								I_a	I_a	NI_b I_a	I_a	
Stizostedion vitreum vitreum (Mitchill)	Doré jaune						I_a		I_a	I_a	I_a NI_b	I_a	
Cichlidae	Cichlidés												
Astronotus ocellatus (Agassiz)	Cichlide œil-de-paon						I_b						
Cichlasoma managuense (Günther)	Cichlide de Managua						I_b						
Cichlasoma nigrofasciatum (Günther)	Cichlide à bande noire									I_b			
Hemichromis letourneauxi (Sauvage)	Cichlide de Letourneaux									I_b			
Pterophyllum scalare (Lichtenstein)	Poisson-ange									I_b?			
Gobiidae	Gobies												
Neogobius melanostomus (Pallas)	Gobie arrondi						NI_c						
Proterorhinus marmoratus (Pallas)	Gobie de la mer Noire						NI_c						
Belontiidae	Gouramis												
Betta splendens Regan	Combattant									I_b			
Trichogaster trichopterus (Pallas)	Gourami bleu									I_b			
Pleuronectidae	Plies												
Platichthys flesus (L.)	Flet d'Europe						NI_c						

Adapté de Crossman (1991) avec la permission de l'éditeur.

en matière d'introductions et de transferts intentionnels d'espèces exotiques de poissons. Le tableau 1 résume les introductions intentionnelles (et non intentionnelles) de poissons d'eau douce au Canada. Par exemple, l'omble de fontaine a été introduit, dès 1900, dans certains lacs du parc national Banff en Alberta (Banff National Park, 1910; Schindler et Pacas, 1996), pour offrir des activités de pêche plus variées aux visiteurs. La truite arc-en-ciel a été introduite en 1919, et l'omble moulac (*Salvelinus fontinalis* x *S. namaycush*), un hybride d'omble de fontaine et de touladi, a été introduit dans les années 1950. L'introduction de ces espèces exotiques a augmenté la qualité de la pêche à court terme, mais a abouti à la détérioration de l'écosystème indigène. Les espèces exotiques ont complètement supplanté les espèces indigènes d'omble à tête plate (*S. confluentus* (Suckley)) et de truite fardée du versant ouest (*Oncorhynchus clarki lewisi* (Girard)), et les sources de nourriture, comme les invertébrés planctoniques, ont commencé à disparaître. L'ensemencement au parc Banff a été arrêté en 1988, mais les populations indigènes n'ont toujours pas récupéré. Les responsables du parc projettent de restaurer la population indigène d'omble à tête plate dans le lac Moraine, et d'en faire l'un des premiers projets de rétablissement des populations ichtyennes du parc, en application de la politique fédérale de 1994 encourageant le repeuplement des espèces indigènes de faune et de flore et l'élimination des espèces exotiques. Ce projet a indigné le grand public, qui le considère comme une perte de temps et d'argent, et il s'est attiré une rude critique de la part des pêcheurs sportifs puisqu'il faudrait au moins quatre ans pour éliminer les espèces exotiques et réintroduire l'omble à tête plate et que la pêche ne pourrait reprendre que bien après.

L'impact des espèces exotiques sur les réseaux trophiques aquatiques

L'impact créé par l'introduction d'espèces exotiques dans un écosystème aquatique stable peut être plus complexe qu'un simple déplacement des espèces indigènes. Le réseau trophique peut être modifié de façon spectaculaire même si ces déplacements ne se produisent pas. Le gaspareau et l'introduction d'une source de nourriture pour les poissons, la mysis (*Mysis relicta* Lovén), un invertébré, serviront d'exemples pour expliquer les problèmes potentiels.

La destruction des habitats dans le bassin hydrographique des Grands Lacs et la surpêche des populations ichtyennes ont créé un écosystème très instable

au milieu du XIX^{e} siècle. À la même période, le gaspareau a envahi le lac Ontario en passant par le canal Érié (Smith, 1970, 1995). Bien que ce ne soit pas une introduction délibérée, la création du canal Érié et la jonction de la rivière Mohawk et de l'Hudson (qui se jettent dans l'océan Atlantique) aux rivières Oneida et Oswego (qui se jettent dans le lac Ontario) et au lac Ontario lui-même ont ouvert la voie au transfert de cette espèce exotique. Jusqu'au déclin, dans les années 1860, de prédateurs comme le touladi et le saumon atlantique, le gaspareau n'était pas une espèce dominante. Malgré tout, la population a augmenté rapidement, et l'espèce était devenue la plus abondante du lac Ontario deux décennies après sa première observation dans le lac, en 1873 (Smith, 1892). Des modifications apportées au canal Welland et le déclin des populations de grands prédateurs, telles que le touladi et le doré jaune, ont permis au gaspareau de rejoindre les Grands Lacs d'amont et de s'y établir en grand nombre. L'espèce a été signalée pour la première fois en 1931 dans le lac Érié, en 1933 dans le lac Huron, en 1949 dans le lac Michigan et en 1954 dans le lac Supérieur (Scott et Crossman, 1973). En 1966, le gaspareau représentait, en volume, 95 % des poissons des lacs Michigan et Huron (Smith, 1970). On note la séquence suivante de changements chez les populations ichtyennes pendant la période de croissance et de dominance de la population de gaspareau dans les Grand Lacs :

- au cours de la première décennie après son implantation, une baisse des populations de planctivores vivant en eau peu profonde, comme les ciscos et le méné émeraude, accompagnée d'une augmentation à court terme des populations de piscivores de moindre importance, comme l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu* Lacepede), l'achigan à grande bouche (*M. salmoides* (Lacepede)), le grand brochet, le doré jaune et la perchaude;
- au cours de la deuxième décennie après son implantation, une baisse des populations de piscivores de moindre importance lorsque le gaspareau devient plus abondant;
- au cours de la troisième décennie après son implantation, une diminution des populations de planctivores benthiques tels que divers corégones et ciscos (*Coregonus* spp.) (Smith, 1970, 1995).

Le gaspareau était parfois tellement abondant qu'il bloquait les prises d'eau municipales et industrielles. De plus, la mortalité massive de gaspareaux en eau peu profonde, causée par la fluctuation ou l'augmentation rapide des températures de l'eau durant le printemps et l'été, a pollué les plages publiques et les ports. L'exploitation commerciale du gaspareau, sous forme de fertilisants et d'aliments pour animaux, a été tentée au début des années 1960 et 1970, mais ces efforts ont échoué à cause du coût élevé de production, de la faible valeur sur le marché et des taux de contamination inacceptables dans la chair du gaspareau (Emery, 1985).

Les réseaux trophiques aquatiques peuvent aussi être modifiés par l'introduction d'organismes autres que les poissons. La mysis constitue une composante importante du régime alimentaire de plusieurs espèces de poissons. Le rôle de cet invertébré dans le réseau trophique a incité les biologistes à introduire l'espèce dans les lacs oligotrophes (pauvres en nutriments) de la Colombie-Britannique, où la nourriture semble un facteur limitant, pour augmenter les populations de truite arc-en-ciel (Lazenby *et al.*, 1986). Bien que la croissance de la truite arc-en-ciel n'ait pas répondu aux attentes, le taux de croissance et la taille du kokani (*Oncorhynchus nerka* (Walbaum)), un planctivore, ont par contre augmenté de façon spectaculaire. Ces résultats ont justifié l'introduction massive de la mysis dans l'Ouest de l'Amérique du Nord (Northcote, 1970). Certains traits du comportement biologique des mysidacés n'ont cependant pas été pris en considération lors des études préliminaires, comme leur migration verticale nycthémérale dans les lacs stratifiés thermiquement, et ils ont suscité des résultats indésirables : le kokani n'avait pas accès aux mysidacés de ces lacs, car il se nourrit le jour, et il rivalisait avec eux pour les mêmes ressources zooplanctoniques. La population et la taille du kokani ont donc diminué, à tel point qu'il a pratiquement disparu de certains lacs (Martinez et Bergersen, 1989; Spencer *et al.*, 1991). En certains endroits, les effets se sont répercutés à travers tout le réseau trophique, et ont entraîné le déplacement des pygargues à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus* (L.)) en migration et du grizzly (*Ursus arctos* L.), et ils ont pu contribuer à l'augmentation du taux de mortalité des pygargues à tête blanche (Spencer *et al.*, 1991; Li et Moyle, 1993). Malheureusement, au moment où ces problèmes ont été décelés, les espèces introduites ne pouvaient plus être éliminées.

Restauration des Grands Lacs

Dès les années 1960, les Grands Lacs représentaient un désastre écologique. La plupart des pêcheurs commerciaux étaient sans travail faute de poissons à pêcher, et la pêche sportive avait pratiquement disparu. Même si le poids total des captures égalait celui des années antérieures, elles étaient presque exclusivement constituées de deux espèces sans grand intérêt aux yeux du public, l'éperlan et le gaspareau. Les gestionnaires des ressources se trouvaient devant une alternative : essayer de restaurer les lacs et de rétablir une pêche de qualité, ou accepter l'état de détérioration des lacs et le type de pêche qui en résultait. Accepter que les pêches ne visent que l'éperlan et le gaspareau aurait

manifestement été une abdication des responsabilités de gérance de l'environnement. Le Canada et les États-Unis se sont donc engagés dans un ambitieux programme d'assainissement des Grands Lacs et de restauration de pêches de qualité. Ces objectifs devaient se réaliser grâce à des programmes visant à limiter l'apport en nutriments et à inverser le processus d'eutrophisation ainsi que par la restauration de l'habitat dans les lacs et les bassins hydrographiques, passant par la lutte contre la grande lamproie marine (*Petromyzon marinus* L.) et le rétablissement des populations des grands piscivores. Toutefois, même si quelques-uns de ces plans de gestion ont été un succès, il a été impossible de rétablir les populations endémiques de poissons. C'est d'ailleurs à ce sujet que des divergences de philosophie ont fait surface. Certaines instances ont opté pour une solution à long terme de développement durable, et n'ont utilisé que des espèces indigènes (spécifiquement le touladi) pour rétablir les ressources ichtyennes à des fins de pêche commerciale. D'autres ont jugé que, même si la restauration du touladi était désirable, il valait mieux consacrer les ressources au développement rapide d'une pêche sportive (Tanner, 2000); ces autorités ont donc introduit les saumons coho et quinnat en 1964. Ces populations se sont bien développées et ont consommé d'énormes quantités de gaspareau et d'éperlan, et une pêche sportive remarquable et très populaire s'est rapidement implantée.

Les avantages économiques de ce programme d'ensemencement massif ont été substantiels dans certaines régions, malgré le manque de coordination entre les organismes de gestion et le fait que les poissons ne respectent pas les barrières politiques, ce qui a compromis les plans de gestion de certaines administrations (Christie, 1968). En 1996, les dépenses directes reliées à la pêche sportive dans les Grands Lacs ont excédé 1,4 milliards $US, mais les économistes ont estimé à plusieurs milliards de dollars l'activité économique totale ainsi générée annuellement (Tanner, 2000). Le regain d'activité de la pêche sportive a aussi accru la sensibilisation environnementale et l'appui à la protection de l'environnement et à la restauration des Grands Lacs (Dextrase et Coscarelli, 1999). Cependant, bien que l'introduction de salmonidés exotiques ait occasionné l'essor de la pêche sportive, l'incapacité de ces espèces à établir des populations viables a imposé aux organismes de gestion l'énorme fardeau de développer et de gérer des installations d'aquaculture pour répondre à la demande (Jones *et al.*, 1993). Regier (1968) avait mis en garde contre ces dépenses, qui pouvaient demander un réajustement de l'ensemble des pêches en fonction des espèces introduites. Ce qui était au départ perçu comme l'ajout à un système existant d'un prédateur de niveau trophique élevé a demandé un changement d'orientation du système en place et une gestion désormais axée sur ce nouveau prédateur terminal.

L'effondrement récent de la pêche au saumon quinnat dans le lac Michigan et la réduction des prises de cette même espèce dans le lac Ontario, qui sont causés par le déclin brutal des ressources de gaspareau, ainsi que l'invasion et l'établissement d'une autre espèce exotique, la moule zébrée (*Dreissena polymorpha* (Pallas)), ont corroboré ces mises en garde. Les gestionnaires des lacs doivent maintenant faire face aux associations de pêche sportive qui s'inquiètent de la baisse des populations de saumons. Une des solutions proposées est le relâchement du contrôle des nutriments, implanté dans les années 1970 pour enrayer l'eutrophisation due à l'agriculture dans les Grands Lacs (Stockner *et al.*, 2000). Cette mesure devrait, selon certains, stimuler la production de phytoplancton et de zooplancton, et ainsi compenser les prélèvements dus à la moule zébrée, ce qui augmenterait la disponibilité des ressources alimentaires du gaspareau et de l'éperlan, et en conséquence la production de saumon. Il serait cependant plus pratique de réduire le nombre de salmonidés introduits annuellement par les différents organismes de gestion pour assurer un apport adéquat des espèces-fourrages introduites dont dépendent les piscivores exotiques et indigènes visés par la pêche sportive. Ce point de vue n'est toutefois pas partagé par la communauté des pêcheurs.

L'utilisation d'espèces exotiques pour corriger les déséquilibres créés par des erreurs antérieures ne fait le plus souvent qu'aggraver le problème, comme dans la comptine où la vieille femme qui a gobé une mouche avale un oiseau, puis un chat, puis un chien... Sommes-nous bien intentionnés mais mal avisés, ou bien est-ce que l'introduction d'espèces exotiques est devenue, comme le craignent Courtenay et Robins (1989), un exemple banal de mauvaise gestion ou un aveu de notre incapacité à gérer?

Évaluation des risques et mesures législatives

Le Canada et les États-Unis ont récemment fait de grandes percées dans le dossier des introductions ou des transferts délibérés d'espèces exotiques. Dans les deux pays, la démarche prévoit des protocoles d'évaluation et d'analyse des risques permettant d'évaluer, puis d'approuver ou de rejeter les propositions d'introduction ou de transfert d'organismes aquatiques. Pêches et Océans Canada et les agences provinciales et territoriales de gestion des pêches ont élaboré le Code national sur l'introduction et le transfert des organismes aquatiques (Pêches et Océans Canada, 2001). Ce code vise à établir des critères scientifiques pour l'introduction et le transfert délibérés d'organismes aquatiques vivants et ainsi minimiser les effets indésirables de ces activités. Le gouvernement fédéral et les provinces entendent

collaborer pour inscrire ce code dans l'application de leurs politiques et règlements respectifs concernant les introductions et les transferts. Un code de pratiques sur les organismes aquatiques génétiquement modifiés est en cours d'élaboration; il comportera une procédure semblable d'évaluation des risques. Ces activités représentent un bon départ pour aborder le problème, mais des initiatives complémentaires s'imposent pour éliminer certaines des autres voies par lesquelles des espèces exotiques entrent dans nos eaux : le commerce des poissons vivants, le domaine de l'aquariophilie, le commerce des appâts vivants et l'eau de lest des navires de la marine marchande internationale.

Aux États-Unis, deux lois ont été adoptées (la *Nonindigenous Aquatic Nuisance Prevention and Control Act* de 1990 et la *National Invasive Species Act* de 1996) qui, conçues au départ pour mettre fin à l'introduction accidentelle d'espèces exotiques par les eaux de lest, constituent la base législative de la lutte contre les introductions intentionnelles. Ces importantes directives et ces textes de loi ont reçu un coup de pouce en février 1999 quand le président des États-Unis a émis une ordonnance enjoignant toutes les agences fédérales de prévenir et d'empêcher les introductions d'espèces envahissantes d'une façon rentable et écologique.

On prévoit que ces initiatives aideront le Canada à limiter l'impact négatif des introductions et des transferts, dans le cadre de son mandat de protection des ressources aquatiques. On peut aussi espérer qu'elles permettront de favoriser de façon écologique la mise en valeur des ressources halieutiques et le développement de l'aquaculture. Toutefois, lorsque l'impact ou le résultat est incertain, on aura recours à l'approche de précaution (FAO, 1995, 1996) et on donnera la priorité à la conservation de la capacité de production de la ressource indigène.

Dans le passé, on considérait couramment l'introduction et le transfert d'espèces exotiques comme une solution facile à de nombreux problèmes de gestion des pêches. Malgré les bonnes intentions, ces introductions et ces transferts ont donné lieu à de nombreuses erreurs, erreurs qui se sont révélées difficiles, sinon impossibles, à corriger. En fait, bon nombre des problèmes de gestion des pêches que nous connaissons actuellement sont le résultat de la création de communautés ichtyennes fondamentalement instables par le biais d'introductions et de transferts intentionnels (ou non) qui étaient incohérents et irréfléchis, ou encore de la destruction ou de l'altération de l'habitat.

Nous commençons à apprendre que la résolution de ces problèmes ne peut pas se faire rapidement, mais ne viendra que d'une approche coordonnée entre les divers ordres de gouvernement et d'autres intervenants. En même temps, les progrès de notre connaissance des écosystèmes devraient nous aider à inscrire les introductions et les transferts de poissons dans un cadre de gestion plus responsable des ressources.

La mondialisation de l'économie accentue la demande de produits étrangers ainsi que la mobilité et l'accès aux contrées lointaines; dans ce contexte, les anciennes approches visant les espèces exotiques ne tiennent plus. Ce problème ne concerne pas seulement le Canada ou l'Amérique du Nord, mais bien l'ensemble du monde. Les scientifiques, les universitaires, les gouvernements et les responsables de l'industrie s'accordent pour reconnaître que les espèces exotiques constituent l'une des grandes menaces écologiques du XXI^{e} siècle (Mooney et Hobbs, 2000). C'est seulement par un effort global et coordonné que nous pouvons espérer réduire l'introduction des espèces exotiques. Pour relever ce défi, notre principal atout sera l'engagement d'un public bien informé. Espérons que nous saurons tirer les leçons du passé pour éviter de répéter encore une fois nos erreurs.

Références

Adams, J. 1912. Ten thousand miles through Canada. Methuen and Co., Ltd., London. 310 p.

Anderson, R.O. 1992. A case for zander: fish of the future? Pages 22–32 *in* D. Csanda, ed. In-Fisherman walleye guide 1992. In-Fisherman Publications, Brainerd, MN.

Balon, E.K. 1995. Origin and domestication of the carp, *Cyprinus carpio*: from Roman gourmets to the swimming flowers. Aquaculture 129:3–48.

Banff National Park. 1910. Report on the meetings of the Alberta and Saskatchewan Fisheries Commission. 25th sitting, 17 October 1910. National Park files, Banff, AB. 9 p.

Bean, T.A. 1906. *In* Discussion period of the thirty-fifth annual meeting of the American Fisheries Society. Trans. Am. Fish. Soc. 35:137.

Becker, G.C. 1983. Fishes of Wisconsin. University of Wisconsin Press, Madison, WI. 1052 p.

Bretecher, T.L.; MacDonell, D.S. 1998. A fisheries investigation of the Lower Nelson River 1997. Unpublished manuscript. North/South Consultants Inc., Winnipeg, MB. 11 p.

Cameron, J.; Abouchar, J. 1991. The precautionary principle: a fundamental principle of law and policy for the protection of the global environment. Boston Coll. Int. Comp. Law Rev. 14:1–27.

Campbell, K.B.; Derksen, A.J.; Remnant, R.A.; Stewart, K.W. 1991. First specimens of the rainbow smelt, *Osmerus mordax*, from Lake Winnipeg, Manitoba. Can. Field-Nat. 105(4):568–570.

Christie, W.J. 1968. The potential of exotic fishes in the Great Lakes. Pages 73–91 *in* K.H. Loftus, ed. A symposium on

introductions of exotic species. Ontario Department of Lands and Forests, Research Branch, Toronto, ON. Res. Rep. No. 82.

Christie, W.J. 1974. Changes in the fish species composition of the Great Lakes. J. Fish. Res. Board Can. 31:827–854.

Courtenay, W.R., Jr.; Hensley, D.A.; Taylor, J.N.; McCann, J.A. 1984. Distribution of exotic fishes in the continental United States. Pages 41–77 *in* W.R. Courtenay, Jr., and J.R. Stauffer, Jr., eds. Distribution, biology and management of exotic fishes. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD.

Courtenay, W.R.; Robins, C.R. 1989. Fish introductions: good management, mismanagement or no management? CRC Crit. Rev. Aquat. Sci. 1(1):159–172.

Cross, F.B.; Mayden, R.L.; Stewart, J.D. 1986. Fishes in the western Mississippi drainage. Pages 363–412 *in* C.H. Hocutt and E.O. Wiley, eds. The zoogeography of North American freshwater fishes. John Wiley & Sons, New York, NY.

Crossman, E.J. 1968. Changes in the Canadian fish fauna. Pages 1–20 *in* K.H. Loftus, ed. A symposium on introductions of exotic species. Ontario Department of Lands and Forests, Research Branch, Toronto, ON. Res. Rep. No. 82.

Crossman, E.J. 1991. Introduced freshwater fishes: a review of the North American perspective with emphasis on Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48(Suppl. 1):46–57.

DeKay, J.E. 1842. Zoology of New York, or the New York fauna. Part IV. Fishes. W. and A. White and J. Visscher, Albany, NY.

Dextrase, A.J.; Coscarelli, M.A. 1999. Intentional introductions of nonindigenous freshwater organisms in North America. Pages 61–98 *in* R. Claudi and J.H. Leach, eds. Nonindigenous freshwater organisms: vectors, biology, and impacts. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Emery, L. 1985. Review of fish species introduced into the Great Lakes, 1819–1974. Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor, MI. Tech. Rep. No. 45. 31 p.

Evans, D.O.; Loftus, D.H. 1987. Colonization of inland lakes in the Great Lakes region by rainbow smelt, *Osmerus mordax*: their freshwater niche and effects on indigenous fishes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44(Suppl. 2):249–266.

[FAO] Food and Agriculture Organization. 1995. Precautionary approach to capture fisheries and species introductions. Elaborated by the Technical Consultation on the Precautionary Approach to Capture Fisheries (Including Species Introductions), Lysekil, Sweden, 6–13 June 1995. FAO, Rome. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries No. 2. 54 p.

[FAO] Food and Agriculture Organization. 1996. Precautionary approach to fisheries. Part 2: scientific papers. Prepared for the Technical Consultation on the Precautionary Approach to Capture Fisheries (Including Species Introductions), Lysekil, Sweden, 6–13 June 1995. FAO, Rome. FAO Fish. Tech. Pap. No. 350, Pt. 2. 210 p.

Fitzsimons, J.D.; Brown, S. 1998. Reduced egg thiamine levels in inland and Great Lakes lake trout and their relationship with diet. Pages 160–171 *in* G.J. McDonald, J.D. Fitzsimons, and D.C. Honeyfield, eds. Early life stage mortality syndrome in fishes of the Great Lakes and Baltic Sea. American Fisheries Society Symposium, Vol. 21. American Fisheries Society, Bethesda, MD.

Fitzsimons, J.D.; Brown, S.; Niimi, A.J. 1995. Pages 86–87 *in* Proceedings of the 38th Conference of the International Association for Great Lakes Research. International Association for Great Lakes Research, Ann Arbor, MI.

Franzin, W.G.; Barton, B.A.; Remnant, R.A.; Wain, D.B.; Pagel, S.J. 1994. Range extension, present and potential distribution and possible effects of rainbow smelt in Hudson Bay drainage waters of northwestern Ontario, Manitoba and Minnesota. N. Am. J. Fish. Manage. 14:65–76.

Gould, W.R. 1981. First records of the rainbow smelt (Osmeridae), sicklefin chub (Cyprinidae) and white bass (Percichthyidae) from Montana. Proc. Mont. Acad. Sci. 40:9–10.

Hanke, G.F.; Stewart, K.W. 1994. Evidence for northward dispersion of fishes in Lake Winnipeg. Pages 133–149 *in* Proceedings of the North Dakota Water Quality Symposium, Fargo, ND, 30–31 March 1994. Water Resources Research Institute, Fargo, ND.

Huntsman, A.G. 1944. Why did Lake Ontario salmon disappear? Trans. R. Soc. Can. Ser. 3, 38(Sect. 5):83–102.

Ji, Y.Q.; Warthesen, J.J.; Adelman, I.R. 1998. Thiamine nutrition, synthesis, and retention in relation to lake trout reproduction in the Great Lakes. Pages 62–72 *in* G. McDonald, J.D. Fitzsimons, and D.C. Honeyfield, eds. Early life stage mortality syndromes in fishes of the Great Lakes and Baltic Sea. American Fisheries Society Symposium, Vol. 21. American Fisheries Society, Bethesda, MD.

Jones, M.L.; Koonce, J.F.; O'Gorman, R. 1993. Sustainability of hatchery-dependent salmonine fisheries in Lake Ontario: the conflict between predator demand and prey supply. Trans. Am. Fish. Soc. 122:1002–1018.

Koelz, W. 1926. Fishing industry of the Great Lakes. Pages 553–617 *in* Report of the United States Commission of Fish and Fisheries for fiscal year 1925. Washington, DC.

Lazenby, D.C.; Northcote, T.G.; Fürst, M. 1986. Theory, practice and effects of *Mysis relicta* introductions into North American and Scandinavian lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43:1277–1284.

Li, H.W.; Moyle, P.B. 1993. Management of introduced fishes. Pages 287–308 *in* C.C. Kohler and W.A. Hubert, eds. Inland fisheries management in North America. American Fisheries Society, Bethesda, MD.

Loftus, D.H.; Hulsman, P.F. 1986. Predation on larval lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) and lake herring (*C. artedi*) by rainbow smelt (*Osmerus mordax*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43:812–818.

Mandrak, N.E.; Crossman, E.J. 1992. Postglacial dispersal of freshwater fishes into Ontario. Can. J. Zool. 70:2247–2259.

Martinez, P.J.; Bergersen, E.P. 1989. Proposed biological management of *Mysis relicta* in Colorado lakes and reservoirs. N. Am. J. Fish. Manage. 9:1–11.

Mayden, R.L.; Cross, F.B.; Gorman, O.T. 1987. Distributional history of the rainbow smelt, *Osmerus mordax* (Salmoniformes:Osmeridae) in the Mississippi River basin. Copeia 1987:1051–1054.

McCrimmon, H.R. 1971. World distribution of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). J. Fish. Res. Board Can. 28(5):663–704.

McCrimmon, H.R.; Marshall, T.L. 1968. World distribution of brown trout, *Salmo trutta*. J. Fish. Res. Board Can. 25(12):2527–2548.

Mooney, H.A.; Hobbs, R.J., eds. 2000. Invasive species in a changing world. Island Press, Washington, DC. 457 p.

Moyle, P.B.; Li, H.W.; Barton, B.A. 1986. The Frankenstein effect: impact of introduced fishes on native fishes in North America. Pages 415–426 *in* R.H. Stroud, ed. Fish culture in fisheries management. American Fisheries Society, Bethesda, MD.

National Research Council, Committee on Biological Diversity in Marine Systems. 1995. Understanding marine biodiversity: a research agenda for the nation. National Academy Press, Washington, DC.

Northcote, T.G. 1970. Advances in management of fish in natural lakes of western North America. Pages 129–139 *in* N.G. Benson, ed. A century of fisheries in North America. Am. Fish. Soc. Spec. Publ. 7.

Pêches et Océans Canada. 2002. Code national sur l'introduction et le transfert des organismes aquatiques. Ottawa (Ont.).

Pechlaner, R. 1984. Historical evidence for the introduction of Arctic charr into high-mountain lakes of the Alps by man. Pages 549–577 *in* L. Johnson and B.L. Burns, eds. Biology of the Arctic charr, Proceedings of the International Symposium on Arctic Charr, Winnipeg, MB, May 1981 University of Manitoba Press, Winnipeg, MB.

Pimentel, D.; Lach, L.; Zuniga, R.; Morrison, D. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. BioScience 50:53–65.

Rafter, G.W. 1897. Stream flow in relation to forests. Pages 501–521 *in* Second annual report of the commissioner of fisheries and game. State of New York.

Regier, H.A. 1968. The potential misuse of exotic species as introductions. Pages 92–111 *in* K.H. Loftus, ed. A symposium on introductions of exotic species. Ontario Department of Lands and Forests, Research Branch, Toronto, ON. Res. Rep. No. 82.

Remnant, R.A. 1991. An assessment of the potential impact of rainbow smelt on the fishery resources of Lake Winnipeg. M.Sc. thesis, University of Manitoba, Winnipeg, MB. 170 p.

Remnant, R.A.; Graveline, P.G.; Bretecher, R.L. 1997. Range extension of the rainbow smelt, *Osmerus mordax*, in the Hudson Bay drainage of Manitoba. Can. Field-Nat. 111(4):660–662.

Schindler, D.W.; Pacas, C. 1996. Cumulative effects of human activity on aquatic ecosystems in the Bow Valley of Banff National Park. Pages 5-1–5-59 *in* J. Green, C. Pacas, L. Cornwell, and S. Bayley, eds. Ecological outlooks project. A cumulative effects assessment and futures outlook of the Banff Bow Valley. Prepared for the Banff Bow Valley Study. Department of Canadian Heritage, Ottawa, ON.

Scott, W.B.; Crossman, E.J. 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Bulletin de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada 184. 1026 p.

Smith, H.M. 1892. Report on the fisheries of Lake Ontario. Bull. U.S. Fish Comm. 10(for 1890):177–215.

Smith, H.M.; Snell, M.M. 1891. Review of the fisheries of the Great Lakes in 1855. Report of the Commissioner for 1887. Part 15. United States Commission of Fish and Fisheries, Washington, DC.

Smith, S.H. 1970. Species interactions of the alewife in the Great Lakes. Trans. Am. Fish. Soc. 99(4):754–765.

Smith, S.H. 1995. Early changes in the fish community of Lake Ontario. Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor, MI. Tech. Rep. No. 60. 38 p.

Spencer, C.N.; McLelland, B.R.; Stanford, J.A. 1991. Shrimp stocking, salmon collapse, and eagle displacement: cascading interactions in the food web of a large aquatic ecosystem. BioScience 41:14–21.

Stockner, J.; Rydin, G.; Hyenstrand, P. 2000. Cultural oligotrophication: causes and consequences for fisheries resources. Fisheries 25(5):7–14.

Stone and Stewart Publishing. 1866. New topographic atlas of Thompkins County, New York. Philadelphia, PA. 57 p.

Suttkus, R.D.; Connor, J.V. 1979. The rainbow smelt, *Osmerus mordax*, in the lower Mississippi River near St. Francisville, Louisiana. Am. Midl. Nat. 104:394.

Tanner, H. 2000. Tragedy to triumph: establishment of the Michigan Great Lakes salmonid fishery. Fisheries 25(7S):S12–S14. Suppl.: Celebrating 50 years of the sport fishery restoration program.

Thwaites, R.G., ed. 1896. The Jesuit relations and allied documents. Travels and exploitations of the Jesuit missionaries in New France, 1610–1791. Burrows Brothers Co., Cleveland, OH. 73 vols.

Todd, T.N. 1986. Artificial propagation of coregonines in the management of the Laurentian Great Lakes. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergeb. Limnol. 22:31–50.

Trautman, M.B. 1957. The fishes of Ohio. Ohio State University Press, Columbus, OH. 683 p.

Van Oosten, J. 1937. The dispersal of smelt, *Osmerus mordax* (Mitchill), in the Great Lakes region. Trans. Am. Fish. Soc. 66:160–170.

Wain, D.B. 1993. The effects of introduced rainbow smelt (*Osmerus mordax*) on the indigenous pelagic fish community of an oligotrophic lake. M.Sc. thesis, University of Manitoba, Winnipeg, MB. 131 p.

Warwick, W.F. 1978. Man and the Bay of Quinte, Lake Ontario: 2800 years of cultural influence, with special reference to the Chironomidae (Diptera), sedimentation and eutrophication. Ph.D. thesis, University of Manitoba, Winnipeg, MB. 290 p.

Whish, J.D. 1906. *In* Discussion period of the thirty-fifth annual meeting of the American Fisheries Society. Trans. Am. Fish. Soc. 35:137–139.

Wright, D. 1992. Zander hot line. Am. Fish. Soc. Introd. Fish Sect. Newsl. 11(3):2.

Photo accompagnant le titre du chapitre : Éperlan arc-en-ciel. Gracieusement fournie par la photothèque du ministère des Pêches et des Océans, Winnipeg (Man.).

Comment prévenir l'introduction et la diffusion des espèces aquatiques exotiques dans les Grands Lacs

Alan Dextrase

Le système du fleuve Saint-Laurent et des Grands Lacs est l'un des plus grands réseaux d'eau douce du monde (fig. 1). Les Grands Lacs s'étendent sur une distance de 1 200 km et couvrent une superficie de 244 000 km^2 (Fuller *et al.*, 1995). Ils représentent 18 % des eaux douces de surface de la planète, volume qui est dépassé seulement par celui des calottes glaciaires des pôles (seul 1 % de l'apport d'eau douce des Grands Lacs est renouvelable). Les eaux des Grands Lacs s'écoulent vers l'est, en direction de l'océan Atlantique, par le Saint-Laurent. Très diversifiés, les écosystèmes présents dans le bassin hydrographique des Grands Lacs abritent 100 taxons et 31 types de communautés écologiques qui sont jugés importants à l'échelle mondiale par le groupe Nature Conservancy (Rankin et Crispin, 1994). Le bassin des Grands Lacs a également joué un rôle important dans l'histoire et le développement des États-Unis et du Canada. L'industrie et l'agriculture ont connu un essor remarquable dans le bassin : 45 % de la capacité industrielle du Canada et 25 % de sa capacité agricole sont rattachés à cette région. Plus de 33 millions de personnes vivent dans le bassin des Grands Lacs (Fuller *et al.*, 1995), dont 9 millions environ du côté canadien. Les ressources hydriques des Grands Lacs rapportent des milliards de dollars en valeur économique et créent des milliers d'emplois dans la région. Par exemple, le secteur de la pêche commerciale et sportive des Grands Lacs engendre chaque année

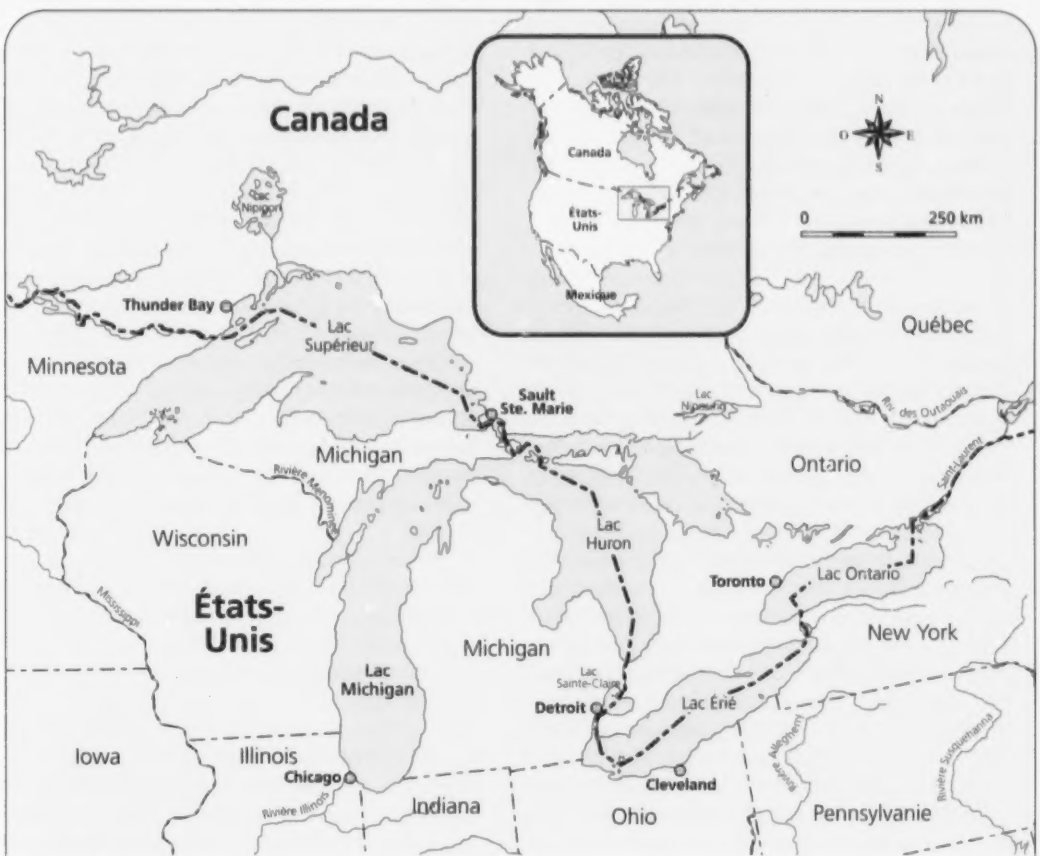


Figure 1. Les Grands Lacs et le cours inférieur du Saint-Laurent.

4,5 milliards $US et soutient 81 000 emplois dans la région (GLPANS, 1998).

Les écosystèmes aquatiques du bassin des Grands Lacs ont toujours été en évolution. La transformation de la flore et de la faune du bassin s'est toutefois accélérée de façon spectaculaire depuis deux siècles, sous l'impulsion de la colonisation et du développement. Le tissu physique et chimique des lacs a été modifié par des activités humaines comme le développement industriel et agricole, l'extraction des ressources et l'urbanisation. De nombreuses ressources aquatiques ont également été exploitées sélectivement, au point que des populations de certaines espèces, et dans certains cas, des communautés entières de poissons, ont été gravement affaiblies (Smith, 1972). La détérioration de l'habitat et le stress engendré par l'exploitation sont dans une certaine mesure réversibles si on intervient pour les enrayer, mais l'introduction d'espèces exotiques a donné lieu à des ajouts permanents à la flore et à la faune. À l'heure actuelle, les espèces exotiques jouent un rôle important et souvent dominant dans de nombreux écosystèmes des Grands Lacs. Les problèmes écosystémiques et autres problèmes de gestion associés aux espèces exotiques continuent à croître à mesure que se répandent dans le bassin les espèces bien établies et qu'apparaissent de nouvelles espèces introduites.

La première introduction confirmée d'une espèce exotique dans les Grands Lacs a été l'invasion de la grande lamproie marine (*Petromyzon marinus* L.) dans le lac Ontario, dans les années 1830. Le rythme des invasions d'espèces exotiques a augmenté régulièrement au cours des 150 dernières années. Les Grands Lacs sont, pour diverses raisons, particulièrement vulnérables à l'invasion des espèces exotiques. Premièrement, cette région est densément peuplée; en conséquence, les habitats et les communautés écologiques du bassin ont été perturbés par les activités humaines. Les écosystèmes perturbés sont en général plus vulnérables à l'invasion et à l'établissement d'espèces exotiques que les écosystèmes en bonne santé (Pimm et Hyman, 1987; Baltz et Moyle, 1993). Deuxièmement, on trouve dans les Grands Lacs plusieurs grands ports qui jouent un rôle notable dans le commerce mondial, constituant donc des portes d'entrée pour les espèces introduites. Une bonne partie de ces échanges se fait avec des pays d'Europe dont le climat tempéré ressemble à celui de la région des Grands Lacs. Plus de la moitié des espèces exotiques introduites dans les Grands Lacs provenaient d'Eurasie (Mills *et al.*, 1993). Troisièmement, l'établissement de nombreuses espèces exotiques dans le bassin a vraisemblablement facilité l'invasion d'autres espèces exotiques — phénomène qualifié d'invasion généralisée (*invasional meltdown*) (Simberloff et Von Holle, 1999). Enfin, les ressources des Grands Lacs sont gérées par deux pays (le Canada et les États-Unis) et, sur le territoire de ces deux pays, par une province et huit États. La complexité de ce système d'administration multiple a vraisemblablement facilité les invasions d'espèces exotiques. Il est nécessaire d'adopter une approche uniforme et coordonnée dans la mise en œuvre d'initiatives en matière de programmes et de réglementation afin de gérer les espèces exotiques de manière écosystémique.

Au moins 160 espèces exotiques se sont établies dans le bassin des Grands Lacs depuis 200 ans (A. Ricciardi, Dalhousie University, Halifax (Nouvelle-Écosse), comm. pers.). Il est indéniable qu'un nombre beaucoup plus grand d'espèces ont été introduites, sans toutefois établir de populations viables. Plusieurs espèces indigènes du bassin ont aussi élargi leur aire dans les Grands Lacs. Bien que la plupart des espèces exotiques aient pénétré dans la région de façon accidentelle et selon des voies diverses, 11 au moins ont été introduites intentionnellement (Mills *et al.*, 1993). Le rythme des introductions s'est accéléré ces dernières décennies. À l'heure actuelle, on estime qu'une nouvelle espèce aquatique exotique est introduite chaque année dans les Grands Lacs (Bright, 1998).

Environ 10 % des espèces exotiques des Grands Lacs ont des effets notables, bien que dans la plupart des cas ces effets n'aient pas été étudiés ou soient antérieurs au début des études (Mills *et al.*, 1993). On attribue des incidences écologiques importantes à des espèces comme la moule zébrée (*Dreissena polymorpha* (Pallas)), qui a bouleversé les écosystèmes dans les régions où elle est devenue abondante (Nalepa *et al.*, 1999). Les espèces exotiques ont aussi d'importantes incidences économiques : elles causent des pertes dans les pêches sportives et commerciales (par exemple, la grande lamproie marine); elles demandent des interventions coûteuses (par exemple, la moule zébrée); elles créent de nouvelles pêches sportives (par exemple, les saumons du Pacifique (*Oncorhynchus* spp.), la truite arc-en-ciel (*O. mykiss* (Walbaum)) et la truite brune (*Salmo trutta* L.)). Ricciardi et Rasmussen (1999) prédisent que les espèces exotiques aquatiques contribueront en partie à l'extinction des espèces dulcicoles indigènes de l'Amérique du Nord, au rythme de 4 % par an au cours du XXI^e^ siècle. On pense que les organismes d'eau douce vont disparaître cinq fois plus vite que les organismes terrestres et trois fois plus vite que les mammifères marins des eaux côtières.

Étant donné le grand nombre d'espèces exotiques présentes dans les Grands Lacs et les incidences écologiques et économiques qui leur sont associées, d'importantes mesures ont été prises pour les restreindre et empêcher les nouvelles introductions. Ces efforts se sont accélérés au cours de la dernière décennie du fait que la récente introduction d'envahisseurs bien connus comme la moule zébrée, la grémille (*Gymnocephalus cernuus* (L.)) et le gobie arrondi (*Neogobius melanostomus* (Pallas))

et la prolifération de la salicaire (*Lythrum salicaria* L.) ont mis en lumière les problèmes que posent les espèces exotiques dans le bassin des Grands Lacs.

Le présent article présente un survol des mesures prises pour lutter contre les espèces exotiques dans la région des Grands Lacs et signale les secteurs où des recherches complémentaires s'imposent. Il ne se propose pas de fournir un bilan exhaustif des introductions dans les Grands Lacs et de leurs incidences (voir Mills *et al.*, 1993; Ricciardi et MacIsaac, 2000), mais plutôt d'examiner les efforts de lutte et de prévention visant les espèces exotiques, notamment ceux qui concernent l'éradication de ces espèces ainsi que la coopération et la sensibilisation du public dans le bassin.

L'éradication des espèces exotiques

L'éradication est le mode ultime et favori de lutte contre les espèces exotiques parce qu'elle fait disparaître le problème. Toutefois, même si certaines mesures d'éradication ont été fructueuses dans des cas où les espèces exotiques étaient confinées à de petits territoires (par exemple, l'élimination de vertébrés exotiques dans certaines îles océaniques), aucun essai d'éradication d'espèces exotiques aquatiques dans le bassin des Grands Lacs n'a été couronné de succès. On a envisagé l'éradication dans un certain nombre de cas, par exemple celui de la moule zébrée et celui de la grémille, mais la nature ouverte du système du bassin des Grands Lacs permet souvent aux espèces exotiques de s'établir et de se répandre avant qu'on reconnaisse le problème posé par leur présence. L'opinion publique a aussi entravé les efforts visant à limiter l'expansion de l'aire potentielle des espèces exotiques quand on a proposé des méthodes de lutte à l'aide de pesticides (par exemple, pour la grémille dans les eaux du lac Supérieur situées au Wisconsin et au Michigan). Cette attitude a peut-être découragé d'autres projets d'éradication. Une fois les espèces exotiques bien établies, la probabilité de leur élimination totale de vastes systèmes aquatiques comme ceux des Grands Lacs est très faible.

Essayer d'éradiquer une espèce exotique répandue et bien établie, c'est, selon l'image de Harty (1993), comme vouloir séparer les œufs dans une omelette. Donc les introductions, comme les extinctions, sont permanentes (Marsden, 1993). Cela ne signifie toutefois pas que les programmes d'éradication soient à proscrire lorsqu'une nouvelle espèce exotique est introduite, mais que de telles tentatives n'auront une chance de réussir que si l'espèce est confinée à une toute petite zone, comme un lac isolé. Pour agir rapidement, il faut disposer de programmes efficaces de détection et d'intervention. Une telle réaction n'est souvent pas bien coordonnée faute de planification des interventions d'urgence et en raison du fait qu'il faut gérer une foule de problèmes d'ordre environnemental, organisationnel, sociétal et politique (voir MacDonald, dans la présente publication, p. 161).

Les programmes de lutte

Les programmes de lutte sont généralement des mesures portant sur une espèce en particulier et visant à atténuer les incidences de l'espèce exotique une fois qu'elle est introduite et bien établie. Plusieurs programmes de lutte contre des espèces exotiques ont été mis en œuvre dans les Grands Lacs tant au niveau local qu'à l'échelle du bassin. Ces programmes ne tentent pas d'éliminer les espèces exotiques de l'écosystème, mais visent plutôt à en réduire les effectifs à certains endroits pour atténuer leurs effets négatifs. Les programmes de lutte sont motivés par le désir de rétablir les communautés végétales et animales indigènes (par exemple, la lutte biologique contre la salicaire pourpre) et de retrouver les avantages commerciaux, récréatifs et sociétaux qui en sont tirés. Trois options s'offrent pour la mise en œuvre des programmes de lutte. La lutte physique ou mécanique consiste à enlever concrètement les espèces exotiques à la main ou avec des engins de récolte mécanique comme les filets. La lutte chimique passe par l'emploi de pesticides chimiques pour réduire l'abondance des espèces exotiques. La lutte biologique fait appel à l'introduction de prédateurs ou d'agents pathogènes de l'espèce exotique (provenant généralement de son aire d'origine) et vise à réduire la population cible de l'espèce exotique à un niveau qui permette la reconstitution et le rétablissement des espèces végétales et animales indigènes.

Les programmes de lutte sont généralement très coûteux et peuvent avoir des effets secondaires indésirables du point de vue écologique, car des organismes non visés sont souvent affectés. C'est particulièrement le cas quand l'application de pesticides peut causer des problèmes pour la santé humaine (Marsden, 1993). Quand des programmes de lutte mécanique et chimique sont mis en œuvre, les coûts économiques et écologiques sont récurrents et cumulatifs. La lutte biologique présente bien des avantages, car les agents employés se reproduisent et le maintien du niveau désiré de lutte contre l'espèce visée ne nécessite aucune dépense suivie (voir Corrigan, dans la présente publication, p. 279). Toutefois, un examen préalable sérieux est nécessaire si l'on veut éviter que l'agent de lutte biologique ait un effet sur des espèces non visées de la flore et la faune indigènes. Les programmes de lutte biologique les plus fructueux visaient des végétaux et des insectes exotiques nuisibles dans un contexte agricole (par exemple, la lutte contre un cactus, l'*Opuntia stricta* (Haw.) Haw., en Australie, à l'aide d'un papillon, la pyrale d'Argentine (*Cactoblastis cactorum* (Bergroth)); la lutte contre le millepertuis

commun (*Hypericum perforatum* L.), en Californie, à l'aide de chrysomèles (*Chrysolina* spp.)). On connaît aussi de nombreux cas où les agents de lutte biologique sont eux-mêmes devenus des ravageurs (Howarth, 1991). On trouvera ci-dessous des exemples d'espèces exotiques des Grands Lacs qui ont été ciblées par les différents types de programmes de lutte.

La lutte physique ou mécanique

Le myriophylle en épi (*Myriophyllum spicatum* L.) a été la cible de plusieurs programmes de lutte mécanique dans des petits lacs de la région des Grands Lacs, où cette plante nuit souvent à la navigation de plaisance, à la baignade et à d'autres activités de loisirs. La cueillette mécanique a été employée pour éliminer temporairement le myriophylle et dégager le passage pour les bateaux et les baigneurs, mais ce végétal se reproduit de façon asexuée par fragmentation, de sorte qu'il faut intervenir en permanence pour libérer les plans d'eau. Des tentatives d'élimination de la carpe (*Cyprinus carpio* L.) dans les Grands Lacs et d'exclusion de ce poisson en établissant des barrières physiques font partie de plusieurs programmes continus de rétablissement des milieux humides (Hagen, 1996). Les coûts et l'efficacité de ces programmes varient, mais les efforts déployés pour exclure les carpes de zones étendues sont des opérations coûteuses en argent et en main-d'œuvre. Les organismes de gestion des ressources naturelles des Grands Lacs sont conscients des incidences attribuables à la carpe, mais choisissent en général de ne pas intervenir parce que cette espèce est trop répandue.

La lutte chimique

La mieux connue des initiatives mises en œuvre dans les Grands Lacs est le programme de lutte contre la grande lamproie marine, qui a été lancé en 1958 (GLFC, 1985). Le programme prévoit un traitement régulier (tous les trois ou quatre ans) d'environ 300 tributaires des Grands Lacs avec le lampricide TFM (3-trifluorométhyl-4-nitrophénol). L'application de TFM vise à tuer les ammocètes (larves de lamproie), qui résident dans les cours d'eau pendant quatre à sept ans avant de se transformer en prédateurs et de pénétrer dans les lacs. Le programme a réussi à réduire de 90 % l'abondance des lamproies adultes, ce qui a permis un rétablissement des populations de touladi (*Salvelinus namaycush* (Walbaum)) et d'autres grands prédateurs. Bien que le TFM soit relativement sélectif pour la grande lamproie marine par rapport à d'autres poissons, il est mortel pour d'autres espèces indigènes de lamproies (*Ichthyomyzon* spp. et *Lampetra appendix* (DeKay)), et pour certaines espèces d'invertébrés comme les éphémères (Ephemeroptera). Le programme de lutte contre la lamproie coûte environ 15 millions $US par an pour les traitements réguliers. La Commission des pêcheries des Grands Lacs (CPGL) administre le programme et a recours à la lutte intégrée pour réduire l'emploi des pesticides destinés à éliminer la lamproie (GLFC, 1992). D'autres techniques sont utilisées, comme le lâcher de mâles stériles et l'emploi de clôtures électriques et de barrières hydrodynamiques sur les cours d'eau de frai.

Les applications d'herbicides pour lutter contre les plantes aquatiques nuisibles visent principalement le myriophylle en épi. Au Canada, la plupart de ces applications s'inscrivent dans des interventions à petite échelle destinées à permettre des activités de loisirs nautiques (baignade et plaisance) à certains endroits, mais des programmes organisés à grande échelle ont été menés aux États-Unis. Ces programmes, qui nécessitent des traitements permanents et coûteux, ne réussissent toutefois pas à éliminer le myriophylle.

La moule zébrée a commencé à abonder dans les Grands Lacs à la fin des années 1980, et ce mollusque a rapidement bloqué les prises d'eau des utilisateurs urbains et industriels, nuisant ainsi à l'alimentation en eau et créant un danger pour la lutte contre les incendies (Claudi et Mackie, 1994). Il était nécessaire de mettre immédiatement sur pied des programmes de lutte. C'est le chlore qui a été retenu pour la lutte chimique contre les moules zébrées dans les prises d'eau, car ce produit est relativement bon marché et efficace. Malgré des recherches intensives sur les moyens de lutte autres que chimiques, on utilise encore couramment le chlore. Entre 1989 et 1994, la lutte contre la moule zébrée a coûté plus de 100 millions $US en Amérique du Nord (Hushak *et al.*, 1995). Une municipalité de taille moyenne peut dépenser environ 365 000 $US par an pour surveiller la moule zébrée et lutter contre elle, tandis qu'une centrale nucléaire peut dépenser jusqu'à deux millions $US par an. Aux États-Unis, la lutte contre la moule zébrée et les dommages qu'elle cause coûtent, selon les estimations, 100 millions $US par an (Pimentel *et al.*, 2000). Les programmes de lutte contre la moule zébrée se limitent à ces applications industrielles, et on ne connaît aucune méthode de lutte contre cette espèce lorsqu'elle se trouve en eau libre.

La lutte biologique

Les agents de lutte biologique semblent des outils prometteurs pour combattre l'invasion de la salicaire aux États-Unis et au Canada. Plusieurs espèces européennes de coléoptères ont été approuvées en 1992 pour leur libération en Amérique du Nord, dans le contexte d'un programme de lutte biologique visant à contrer les effets nuisibles de la salicaire sur les écosystèmes palustres. Les insectes lâchés à des milliers de sites en Amérique du Nord ont réussi à hiverner et à s'établir dans la plupart des endroits. On observe déjà les résultats encourageants de l'action des coléoptères sur la salicaire à de nombreux sites, au Canada comme aux

États-Unis (J. Corrigan, comm. pers.; Skinner, 1999; Lindgren, dans la présente publication, p. 259). Ces lâchers devraient nettement réduire l'abondance de la salicaire dans la plus grande partie de son aire nord-américaine d'ici 15 à 20 ans. Des recherches sont en cours sur le potentiel des charançons indigènes pour lutter contre le myriophylle en épi (Sheldon, 1997; Newman *et al.*, 1999; Solarz et Newman, 2001). Par ailleurs, on a tenté de réduire l'abondance de la grémille dans la rivière Saint Louis, qui se jette dans l'extrémité occidentale du lac Supérieur, en accroissant l'abondance de prédateurs indigènes comme le doré (*Stizostedion vitreum* (Mitchill)) et le grand brochet (*Esox lucius* L.) grâce au repeuplement et à la réduction des limites de prises. Ces tentatives se sont toutefois soldées par un échec (Mayo *et al.*, 1998).

Le confinement des espèces exotiques

Tandis que les programmes de lutte tentent d'atténuer les effets néfastes des espèces exotiques, le confinement vise à limiter l'étendue géographique de ces incidences. Les organismes de gestion des Grands Lacs essaient généralement de prévenir ou de ralentir la propagation des espèces exotiques dans le bassin et d'empêcher leur introduction dans d'autres bassins versants en sensibilisant le public et en formulant des politiques et des règlements visant certains secteurs de ressources (par exemple, les pêcheurs sportifs, l'aquaculture). L'un des principaux objectifs du programme de lutte contre la grémille était de confiner ce poisson dans l'ouest du lac Supérieur grâce à un programme à plusieurs volets combinant la sensibilisation du public, la législation, des lignes directrices sur les eaux de ballast et la lutte biologique (Busiahn, 1996). En 1995, on a découvert des grémilles à Alpena au Michigan, dans la baie Thunder sur le lac Huron, mais on ne sait pas si l'invasion du lac Huron s'est produite avant ou après la mise en œuvre du programme de lutte et des lignes directrices sur les eaux de ballast. On n'a observé aucune expansion notable de l'aire de la grémille dans les cinq années qui ont suivi, et on n'a trouvé aucun spécimen de ce poisson dans les eaux intérieures.

La prévention de l'introduction des espèces exotiques

Étant donné la difficulté et le coût de mise en œuvre des programmes d'éradication et de lutte dans les grands systèmes ouverts, le meilleur remède contre les introductions consiste à les prévenir. Une approche proactive qui prévient les introductions d'espèces exotiques peut faire économiser des millions de dollars en ce qui a trait aux incidences et aux coûts de lutte, éliminer les effets secondaires des programmes de lutte qui peuvent être néfastes sur le plan écologique, et éviter les problèmes écosystémiques et l'incertitude dans la gestion qui apparaissent quand des espèces exotiques s'établissent. Les invasions d'espèces exotiques se sont poursuivies à un rythme croissant à cause des lacunes des lois et politiques actuelles. Les présents niveaux de sensibilisation, de savoir et de ressources sont insuffisants pour empêcher de nouvelles introductions (US Congress, 1993). La prévention des introductions est parfois très complexe. Toutefois, plusieurs mesures importantes ont été prises pour empêcher les nouvelles introductions dans le bassin des Grands Lacs, en particulier depuis une décennie.

Les espèces exotiques sont introduites dans les Grands Lacs par une gamme diverse de voies ou de vecteurs. Les risques relatifs associés à ces voies ne sont pas statiques et peuvent être affectés par des changements dans la technologie, les moyens de transport et les forces du marché. Les efforts de prévention doivent, pour réussir, être axés sur ces voies d'introduction. Bien que nombre de ces voies représentent plus de risques que d'autres, il est important de tenir compte de toutes les voies, car l'introduction d'un seul organisme exotique par une voie à faible risque peut avoir des effets graves sur l'écosystème. On lira ci-dessous une analyse des mesures de prévention mises en œuvre dans le bassin des Grands Lacs au sujet de ces diverses voies d'introduction.

Les introductions intentionnelles

Les programmes d'empoissonnement ont toujours joué un grand rôle dans la gestion des pêches dans les Grands Lacs. Dix espèces exotiques de poissons ont été introduites intentionnellement (Mills *et al.*, 1993). Il s'agissait dans la plupart des cas de salmonidés, qui ont été introduits pour améliorer les possibilités de pêche sportive. Ces introductions ont permis de mettre en place d'importantes pêches sportives et d'en tirer des avantages économiques substantiels. Toutefois, certaines suscitent de graves problèmes écologiques, et le maintien de pêches basées en bonne partie sur la propagation artificielle est coûteux. Malgré l'absence de nouvelles introductions intentionnelles d'espèces exotiques depuis 35 ans, les programmes de repeuplement intensif de bon nombre des salmonidés exotiques qui se sont naturalisés dans les lacs se poursuivent. Le repeuplement joue aussi un rôle important dans les efforts de rétablissement d'espèces indigènes comme le touladi et le saumon atlantique (*Salmo salar* L.).

L'approbation des permis d'empoissonnement relève de chaque État aux États-Unis et de chaque province au Canada. Des procédures officielles de consultation entre les diverses administrations en cause au sujet des introductions intentionnelles ont été mises en place en 1992 par les organismes de gestion des Grands Lacs sous l'égide du Conseil des comités de lac de la

Commission des pêcheries des Grands Lacs (Council of Lake Committees) (GLFC, 1992). Un programme modèle de prévention de l'introduction de maladies des poissons exotiques a aussi été mis sur pied pour le bassin des Grands Lacs (Hnath, 1993). Ces mesures ont permis d'éviter l'introduction de plusieurs espèces de poissons exotiques et de deux graves maladies du poisson : la nécrose hématopoïétique infectieuse et la septicémie hémorragique virale (Dochoda, 1991). Les États-Unis et le Canada ont dernièrement mis au point des protocoles d'évaluation des risques génétiques, lesquels protocoles servent à évaluer les risques associés aux introductions proposées (RAMC, 1996; GTIT, 2000). L'introduction intentionnelle d'organismes de lutte biologique est régie par approbation fédérale aux États-Unis et au Canada, après enquête préalable sur les organismes en question.

Les introductions intentionnelles non autorisées continuent à poser un problème dans le bassin. En Ontario, des introductions intentionnelles non autorisées de bar (*Micropterus* spp.) et de marigane noire (*Pomoxis nigromaculatus* (Lesueur)) ont eu lieu dans de nombreux plans d'eau, probablement pour créer ou améliorer les possibilités de pêche (Krishka *et al.*, 1996). La répression est généralement inefficace contre ces introductions, alors que la sensibilisation aux conséquences possibles peut empêcher de telles actions.

Les eaux de ballast

Le transport des organismes exotiques dans l'eau de ballast est un problème écologique d'ampleur mondiale (Carlton et Geller, 1993) qui a attiré l'attention de l'Organisation maritime internationale (OMI) et du Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM). Une bonne trentaine d'espèces exotiques ont été introduites dans les Grands Lacs par l'eau de ballast, notamment des espèces aussi connues que la moule zébrée, le cladocère épineux (*Bythotrephes cederstroemi* Schodler), la grémille et le gobie arrondi (voir l'article de Wiley et Claudi dans le présent ouvrage, p. 233). À ce titre, l'eau de ballast constitue l'une des voies les plus importantes d'invasion des espèces exotiques dans les Grands Lacs depuis l'agrandissement de la voie maritime du Saint-Laurent en 1959 (Mills *et al.*, 1993). L'eau de ballast est aussi une voie de déplacement des organismes exotiques à l'intérieur même des Grands Lacs.

En 1989, le Canada établissait des lignes directrices d'application volontaire demandant aux navires de remplacer leur lest d'eau douce par de l'eau salée avant d'entrer dans la voie maritime du Saint-Laurent. Cette opération devait théoriquement enlever et peut-être tuer les organismes dulcicoles présents dans les ballasts et réduire ainsi le risque de nouvelles introductions. Les États-Unis ont parallèlement établi en 1990 des lignes directrices volontaires, puis adopté en 1993 une loi rendant obligatoire le remplacement de l'eau de ballast en pleine mer pour tous les navires opérant au delà de la zone économique exclusive de 200 milles qui pénètrent dans les Grands Lacs, que leur destination soit un port canadien ou un port américain. Des dossiers, des brochures et des documentaires vidéo accompagnaient l'adoption des lignes directrices et de la loi, pour encourager la conformité et la coopération dans la marine marchande.

Malgré la réglementation actuelle visant le remplacement de l'eau de ballast et le niveau élevé de conformité, le risque de nouvelles introductions demeure important. La plupart des navires (environ 80 %) qui entrent dans les Grands Lacs n'ont pas de lest liquide du fait qu'ils sont entièrement remplis par leur cargaison; ils ne sont donc pas soumis à cette réglementation (Wiley et Claudi, 1999). Toutefois, les sédiments et l'eau résiduelle présents dans les ballasts des navires délestés contiennent souvent des organismes viables qui peuvent ainsi être introduits dans les Grands Lacs. La découverte récente de spécimens de crabe chinois (*Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards) et de flet d'Europe (*Platichthys flesus* (L.)) dans les Grands Lacs, ainsi que l'établissement de plusieurs nouvelles espèces exotiques — un cladocère (*Cercopagis pengoi* (Ostroumov)), la nasse de Nouvelle-Zélande (*Potamopyrgus antipodarum* J.E. Gray) et un amphipode (*Echinogammarus ischnus* (Stebbing)) — semblent indiquer que le régime actuel de législation et de lignes directrices à application volontaire ne suffit pas à protéger les Grands Lacs contre les futures invasions causées par l'eau de ballast. L'absence d'une législation capable de traiter efficacement tous les problèmes posés par l'introduction d'espèces exotiques dans l'eau de ballast a amené la préparation de projets de loi pour réglementer l'eau de ballast dans l'État du Michigan et la province de l'Ontario. S'il reste nécessaire d'adopter une approche binationale et cohérente en matière législative et stratégique pour gérer efficacement le problème de l'eau de ballast dans les Grands Lacs, ces projets de loi ont servi à sensibiliser l'opinion à la nécessité de s'attaquer promptement à cette question.

La plupart des intéressés conviennent que, pour tuer les organismes exotiques, il faut traiter l'eau de ballast soit à bord du navire soit, après pompage, dans une installation terrestre. Les mesures de traitement envisageables sont des méthodes physiques (par exemple, la filtration, le rayonnement ultraviolet et la chaleur) et chimiques. Bien que les scientifiques et les représentants de la marine marchande aient élaboré et classé les technologies de traitement intéressantes, il y a eu peu d'essais sur leur caractère pratique ou leur efficacité (voir Wiley et Claudi, dans la présente publication, p. 233). De telles expériences sont très coûteuses et n'ont pas encore fait la preuve de l'applicabilité de ces méthodes dans un contexte commercial (Wiley et Claudi, 1999). Un grand nombre d'autres projets et des millions de dollars seront

vraisemblablement nécessaires avant que des technologies pratiques de traitement puissent être disponibles. Le fort intérêt qui se manifeste à l'échelle mondiale devrait aider à trouver une solution à ce problème. Le dossier de l'eau de ballast est un bon exemple des difficultés que posent les espèces exotiques. Malgré l'ampleur des efforts de collaboration, les Grands Lacs et une bonne partie du littoral mondial demeurent vulnérables aux invasions d'espèces exotiques par cette voie.

La navigation de plaisance

Les plaisanciers, les pêcheurs sportifs et autres amateurs d'activités nautiques représentent une voie à haut risque pour la propagation des espèces exotiques. De nombreuses espèces aquatiques comme la moule zébrée peuvent survivre pendant des jours ou des semaines fixées à la coque d'un bateau qui a été sorti de l'eau. Outre les cas où elles se fixent sur la coque, les espèces exotiques vivantes peuvent être transportées dans les viviers, et les plantes exotiques (avec les organismes qui s'y attachent) peuvent rester accrochées aux hélices ou aux remorques. Quand les bateaux sont amenés sur un nouveau plan d'eau, des espèces exotiques peuvent facilement y pénétrer en même temps. Les bateaux de plaisance sont une importante voie secondaire d'invasion pour les espèces exotiques qui ont déjà été introduites dans la région par une autre voie (par exemple, dans l'eau de ballast). Le Great Lakes Panel on Aquatic Nuisance Species (comité des Grands Lacs sur les espèces aquatiques non désirables) a mis au point des messages standards à l'intention des plaisanciers et des autres amateurs de loisirs nautiques. Il peut être difficile d'évaluer l'efficacité de ces efforts de sensibilisation du public, mais une enquête récente a démontré que, dans les régions où les campagnes de sensibilisation étaient intensives, les plaisanciers étaient plus susceptibles de modifier leur comportement que dans les zones où la sensibilisation était moins dynamique (Gunderson, 1994). La propagation des espèces exotiques dans les masses d'eau où les bateaux doivent être amenés par voie terrestre est beaucoup plus lente que dans les plans d'eau interreliés (Krishka *et al.*, 1996).

Les mesures prises pour contrer la propagation des espèces exotiques sont volontaires dans la plupart des régions administratives des Grands Lacs. Au Minnesota, toutefois, la loi interdit le transport terrestre des bateaux sur lesquels sont fixés des organismes aquatiques envahissants (MDNR, 1995). Des efforts intensifs ont été déployés pour empêcher les moules zébrées de coloniser la rivière Saint Croix (au Minnesota et au Wisconsin, dans le bassin du Mississippi) et de nuire aux unionidés indigènes : législation, information du public, inspection des bateaux, gestion de l'accès, recherche et surveillance. Pendant près d'une décennie, ces efforts ont réussi à protéger la rivière en ralentissant l'avancée de la moule zébrée vers l'amont. En 2000, le cours inférieur de la Saint Croix au-dessous d'Hudson, au Wisconsin, est devenu infesté (Karns, 2000). Même si la prévention de la propagation des espèces exotiques par les plaisanciers et autres amateurs de loisirs nautiques, grâce à des programmes de sensibilisation du public, n'est pas entièrement efficace, de tels efforts réduisent les risques de façon substantielle. Il faut rester vigilant dans ce secteur pour ralentir cette propagation et prévenir l'infestation de nouveaux bassins.

Les canaux

Le réseau de canaux, d'écluses et de barrages des Grands Lacs, qui sert à la marine marchande comme à la plaisance, crée des passages artificiels entre les bassins versants ou rend navigables les liens existants. Les canaux constituent une voie d'invasion constamment ouverte et à double sens, particulièrement pour les espèces vagiles comme les poissons. Le système de canaux est en partie responsable de l'invasion d'au moins 12 espèces dans les Grands Lacs (Fago, 1993; Mills *et al.*, 1993), et il a aussi permis à plusieurs autres organismes d'envahir de nouveaux bassins à partir des Grands Lacs. Par exemple, après leur introduction dans les Grands Lacs, les moules zébrées ont pénétré dans le réseau hydrographique du Mississippi par le canal de navigation de Chicago, à l'extrémité sud du lac Michigan (O'Neill et Dextrase, 1994). A moins de transformer les canaux en habitats terrestres, il n'est guère possible de lutter contre ce mode d'invasion. Une initiative au moins va être prise pour empêcher la propagation d'espèces exotiques aquatiques le long de voies d'eau contiguës. On installe présentement dans le canal de navigation de Chicago une barrière électrique, dans le contexte d'un projet de démonstration, pour tenter d'empêcher la dispersion d'espèces exotiques entre le lac Michigan et le fleuve Mississippi. Cette barrière va être constituée de deux dispositifs à électrodes installés à 1,6 km de distance sur le fond et les parois du canal. Quand elles seront opérationnelles, les électrodes créeront dans l'eau un champ électrique qui repoussera les poissons.

L'horticulture

La dissémination involontaire des espèces cultivées est la principale voie d'établissement de plantes vasculaires exotiques dans le bassin des Grands Lacs. Tandis que bon nombre de ces espèces ne persistent que dans les zones perturbées, plusieurs d'entre elles ont causé des problèmes à l'échelle écosystémique (par exemple, la salicaire; l'hydrocharide grenouillette (*Hydrocharis morsus-ranae* L.), le nerprun bourdaine (*Rhamnus frangula* L. = *Frangula alnus* Mill.)). Certaines administrations interdisent la possession et la vente de végétaux présumés nuisibles, mais la plupart des plantes de jardin échappent à toute réglementation, et une bonne partie

du commerce se fait par les centres horticoles. Ce commerce se développe grâce à Internet, qui offre maintenant aux consommateurs la possibilité de commander en direct une foule de variétés horticoles. Quand des problèmes ont été observés, l'industrie horticole a généralement manifesté une bonne collaboration, retirant de la vente certaines espèces (par exemple, la salicaire). Toutefois, il existe d'autres espèces moins remarquables qui ont causé ou risquent de causer des problèmes d'ordre écosystémique (par exemple, le butome à ombelle (*Butomus umbellatus* L.)). Des efforts de sensibilisation des citoyens et des discussions avec le secteur de l'horticulture et de l'aménagement paysager s'imposent dans ce domaine.

Les appâts vivants

On sait depuis longtemps que l'utilisation des appâts vivants est une voie éventuelle d'introduction d'espèces exotiques. On impute à cette pratique l'introduction de plusieurs espèces exotiques de poissons et d'un mollusque dans le bassin des Grands Lacs (Mills *et al.*, 1993); de nombreuses espèces indigènes ont certainement élargi leur aire dans le bassin par ce même moyen (Litvak et Mandrak, 1993). L'utilisation des appâts vivants peut aussi avoir pour conséquence de disséminer des espèces exotiques dans les eaux intérieures, en particulier dans le cas d'espèces comme la moule zébrée, dont des stades microscopiques peuvent être présents dans l'eau où sont entreposés les poissons appâts (Goodchild, 1999). Malgré les risques associés à cette pratique, la réglementation concernant les appâts vivants dans les Grands Lacs est relativement libérale. Une industrie prospère (dont on estime par exemple la valeur à 250 millions $US par an dans six États du Midwest [Meronek *et al.*, 1995]) s'est développée autour de la capture et de la vente des appâts vivants. Quelques restrictions ont bien été imposées au prélèvement et à l'utilisation des appâts vivants dans certaines zones pour empêcher les introductions (par exemple, l'interdiction de la capture d'appâts vivants dans le lac Supérieur, infesté par la grémille), mais dans l'ensemble l'emploi des appâts vivants est autorisé. Si la plupart des administrations interdisent l'importation et le lâcher des appâts vivants, des études menées en Ontario ont révélé que près de 50 % des pêcheurs amateurs rejetaient à l'eau les appâts non utilisés à la fin de leur activité de pêche (Litvak et Mandrak, 1993; A. Dextrase, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, et B. MacKay, Ontario Federation of Anglers and Hunters, Peterborough (Ont.), données inédites).

Il faut intensifier les efforts de sensibilisation du public, en collaboration avec l'industrie des appâts et les détaillants, pour réduire le risque d'introduction d'espèces exotiques associé à l'utilisation des appâts vivants. Les organismes de gestion des ressources doivent collaborer avec l'industrie des appâts pour établir des lignes directrices (par exemple, des pratiques exemplaires) afin de réduire le risque de dissémination des espèces exotiques par la capture et la vente d'appâts. Bien que certaines tentatives aient été faites dans ces secteurs, il peut aussi être nécessaire de limiter de façon plus stricte le transport, l'utilisation et la capture des appâts vivants dans le bassin.

L'aquaculture

Les évasions de poissons et le transfert de maladies associées à l'aquaculture sont depuis longtemps un sujet de préoccupation dans la région des Grands Lacs. Bien qu'aucun établissement d'espèce exotique de poisson dans les Grands Lacs ne soit imputable aux activités aquacoles, des spécimens de carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes)), de carpe à grosse tête (*Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson)) et de bar rayé (*Morone saxatilis* (Walbaum)), capturés ces dernières années dans les Grands Lacs d'aval provenaient vraisemblablement de stations aquacoles des États-Unis. Le risque d'évasion est relativement plus élevé avec les élevages en cages et les bassins extérieurs qu'avec les systèmes fermés à recirculation de l'eau. Deux agents pathogènes exotiques du poisson semblent avoir été introduits avec des poissons importés à des fins d'élevage : les agents de la furonculose et de la myxobolose (Mills *et al.*, 1993). Dans le bassin, la gestion de l'aquaculture est soumise à des régimes qui diffèrent selon l'administration, et les organismes de gestion de l'agriculture et des ressources sont souvent appelés à intervenir. Par crainte d'une dissémination accidentelle d'espèces exotiques, comme la moule zébrée, pendant la distribution de produits aquacoles vivants, les autorités ont mis sur pied des programmes de sensibilisation et formulé des lignes directrices à l'intention des aquaculteurs.

À l'heure actuelle, le secteur de l'aquaculture est en période de croissance, avec une tendance à la diversification des espèces et des produits. En Ontario, on a ainsi vu s'allonger la liste des espèces admissibles à l'élevage, mais chaque établissement doit se soumettre à des analyses des risques écologiques permettant de déterminer quelle espèce peut faire l'objet d'un élevage dans un endroit donné. Tous les organismes en cause et les exploitants aquacoles doivent collaborer pour adopter une approche responsable de l'aquaculture dans les Grands Lacs.

Bien qu'aucun organisme génétiquement modifié (OGM) n'ait encore été introduit intentionnellement ou accidentellement dans le bassin des Grands Lacs, cette question suscite de nettes préoccupations, mais aussi un intérêt croissant pour les possibilités offertes en aquaculture. Au Canada, une politique fédérale sur l'utilisation des organismes aquatiques génétiquement modifiés est en cours d'élaboration; elle définira les utilisations autorisées et les mesures de confinement nécessaires. Au

Canada, l'utilisation des organismes génétiquement modifiés est globalement régie par la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. Aux États-Unis, la mise au point et la dissémination des organismes génétiquement modifiés sont régies par un cadre coordonné à l'échelon fédéral; toutefois, le transport et la libération des poissons génétiquement modifiés ne sont pas spécifiquement visés par ce cadre (US Congress, 1993). Le lâcher de poissons génétiquement modifiés est réglementé par les États et les provinces (de la même façon que sont régis les lâchers des autres espèces exotiques), mais il n'existe pas de lois traitant précisément de ce sujet. Il est nécessaire de formuler une législation et des politiques proactives visant l'utilisation et le lâcher des organismes génétiquement modifiés pour encadrer le développement dans ce domaine.

La vente de poissons vivants pour l'alimentation humaine

L'importation de poissons vivants destinés à la vente sur les marchés et dans les restaurants constitue une source éventuelle d'introductions de poissons au Canada. Plusieurs espèces exotiques, comme les tilapias (*Tilapia* spp. et *Oreochromis* spp.) et les carpes asiatiques (carpe de roseau; carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes)); carpe à grosse tête), sont importées vivantes en grandes quantités des installations aquacoles du Sud des États-Unis pour la vente dans les grandes villes du bassin. Cette même industrie est en plein essor au Canada. On s'inquiète de la possibilité que des personnes achètent des poissons vivants et les libèrent, ou encore que les camions qui transportent ces poissons les relâchent de façon accidentelle ou intentionnelle dans un cours d'eau. On craint aussi que des personnes se servent de ce mécanisme pour acquérir des poissons vivants dont l'importation à d'autres fins serait interdite. L'élimination de l'eau d'expédition et des matériaux d'emballage peut aussi avoir pour effet l'introduction de plantes, d'invertébrés et d'agents pathogènes des poissons. Il existe plusieurs exemples de plantes marines et d'invertébrés qui ont été introduits sur le littoral de l'Amérique du Nord en tant que sous-produits de ce commerce (Olsen et Linen, 1998). L'importation et la vente de poissons vivants pour l'alimentation ne sont pratiquement pas réglementées à l'échelle du Canada.

L'aquariophilie

Les évasions de poissons d'aquarium des établissements d'élevage et la libération des poissons d'aquarium dans le milieu naturel sont un grave problème dans le Sud des États-Unis. Au moins 27 espèces exotiques de poissons associées à l'aquariophilie ont été introduites aux États-Unis (US Congress, 1993). La plupart des espèces de poissons d'aquarium sont tropicales et ne constituent pas un grave danger écologique pour les eaux tempérées des Grands Lacs. Toutefois, une douzaine d'espèces exotiques semblent avoir été dans une certaine mesure introduites de cette manière dans les Grands Lacs (Mills *et al.*, 1993), et plusieurs espèces des eaux tempérées sont vendues aux aquariophiles. Outre les espèces établies, on signale chaque année la présence dans le bassin des Grands Lacs d'espèces comme les piranhas (*Pygocentrus* spp.), les pacus (*Colossoma* spp.), l'oscar (*Astronotus ocellatus* (Agassiz)), et la tortue à tempes rouges (*Trachemys scripta elegans* (Wied-Neuwied)), ce qui indique que la pratique du rejet des animaux d'aquarium dans le milieu naturel est toujours répandue.

C'est généralement quand un animal devient trop gros pour son aquarium, ou que son propriétaire ne veut plus le garder, qu'il est libéré dans le milieu naturel. Le propriétaire, en le libérant dans un cours d'eau ou un étang proche, pense agir avec humanité. Les chances de s'établir par cette pratique sont probablement plus grandes pour les invertébrés et les végétaux que pour les poissons. Certaines espèces de plantes et d'invertébrés peuvent constituer des populations à partir d'un nombre minimal d'individus fondateurs. La récente introduction d'une plante aquatique exotique, le cabomba (*Cabomba caroliniana* A. Gray), dans un lac de l'Ontario était vraisemblablement le résultat de son rejet par un aquariophile (voir MacDonald, dans la présente publication, p. 161). Dans ce domaine, un nouveau risque apparaît avec la mode des bassins ornementaux de jardin, qui s'accompagne de la vente de nouvelles espèces de plantes aquatiques ainsi que de poissons et d'amphibiens.

L'importation d'organismes destinés aux aquariums et/ou aux bassins est peu réglementée aux États-Unis comme au Canada. Le rejet direct dans le milieu naturel est illégal dans la plupart des régions, mais il ne s'exerce guère de contrôle à partir du moment où les organismes se retrouvent entre les mains des aquariophiles. Les campagnes de sensibilisation des aquariophiles et des détaillants sont rares dans le bassin des Grands Lacs, mais plusieurs partenaires ontariens ont dernièrement pris des initiatives en ce sens. Un programme de sauvetage des poissons (Fish Rescue Program) a été créé, lequel consiste en un réseau de contacts qui vont aider à trouver un asile pour les animaux d'aquarium dont leurs propriétaires veulent se défaire. Les amateurs peuvent accéder au réseau grâce à une ligne téléphonique gratuite. Des fiches documentaires et des dépliants seront aussi distribués dans les animaleries pour faire circuler l'information.

Les espèces exotiques employées pour la recherche

Pour comprendre les effets des espèces exotiques sur les écosystèmes, il est souvent nécessaire de faire des

expériences en laboratoire sur des organismes vivants. Cette pratique peut occasionner l'introduction et la dispersion involontaires d'espèces exotiques. Un protocole générique, établi aux États-Unis pour les projets de recherche visés par la *Nonindigenous Aquatic Nuisance Prevention and Control Act*[1] de 1990, définit un processus et des critères décisionnels pour évaluer les risques associés à des projets donnés (ANSTF, 1994). Un protocole spécifique de confinement a également été établi en vertu de cette loi pour les recherches sur la moule zébrée (ANSTF, 1993). Les projets financés par des organismes publics doivent respecter ces protocoles. Il serait bon d'envisager l'application de tels protocoles à une gamme plus vaste de projets de recherche sur les espèces exotiques aux États-Unis comme au Canada.

Les campagnes de sensibilisation

La sensibilisation des citoyens est essentielle si l'on veut empêcher les nouvelles introductions et ralentir la dissémination des espèces exotiques déjà introduites. Cette démarche jette aussi les assises sur lesquelles on pourra bâtir et entretenir le soutien du public à l'égard des programmes de lutte et d'autres initiatives. Dans les Grands Lacs, d'importantes ressources sont engagées pour sensibiliser le public au dossier des espèces exotiques, aux menaces qu'elles représentent, et aux précautions et aux mesures à prendre pour empêcher leur dissémination. Une enquête menée en 1996 auprès des organismes de gestion des Grands Lacs a révélé que quatre de ces organismes ont consacré entre 50 000 et 200 000 $US par an aux programmes de sensibilisation (A. Dextrase, données inédites). De nombreux messages ont été diffusés sous la forme de brochures, de fiches documentaires, de communiqués, d'affiches, de publicité (radio, télévision et presse écrite), de communiqués d'intérêt public et de pages Web qui ont touché des millions de citoyens.

Le Great Lakes Sea Grant Network[2], aux États-Unis, est particulièrement efficace dans les activités de diffusion, d'éducation et de communication. Dans ce réseau, chaque État des Grands Lacs est doté d'un programme, qui est, en partie, consacré aux problèmes de recherche et de sensibilisation dans le domaine des espèces exotiques envahissantes. La Ontario Federation of Anglers and Hunters et le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario ont réussi à mettre sur pied dans la province un programme de sensibilisation aux espèces envahissantes qui comporte plusieurs volets : une ligne téléphonique gratuite (qui donne de l'information et permet au public de signaler les observations), un programme de surveillance bénévole, un programme de démonstration du nettoyage des bateaux, et divers outils et activités d'éducation. Le programme rejoint chaque année plus de 100 000 personnes en Ontario. Les activités de sensibilisation atteignent aussi les écoles, par la création de matériel pédagogique sur les espèces exotiques et de trousses itinérantes de ressources éducatives. La pléthore d'outils de sensibilisation diffusés par de nombreux organismes de gestion a amené le Great Lakes Panel on Aquatic Nuisance Species à élaborer une stratégie d'information et d'éducation pour coordonner les activités de sensibilisation aux espèces exotiques dans le bassin des Grands Lacs. Le comité tient à jour un inventaire et une description du matériel de sensibilisation et d'éducation mis à la disposition du public; on peut consulter cet inventaire sur Internet (http://www.glc.org/ans/ans-ie/httoc.html).

Des enquêtes menées récemment auprès des plaisanciers aux États-Unis et en Ontario ont montré que des programmes efficaces de sensibilisation peuvent réduire le risque de propagation des espèces exotiques (Gunderson, 1994; A. Dextrase et B. MacKay, données inédites). Les personnes interrogées en Ontario ont signalé que les médias (journaux, télévision et magazines) étaient leur plus importante source d'information sur les espèces exotiques (A. Dextrase et B. MacKay, données inédites). La popularité croissante d'Internet en fait un outil précieux pour diffuser des messages d'information et d'éducation du public sur les espèces exotiques. Toutefois, le Net facilite aussi le commerce des plantes et des animaux vivants que l'on peut commander et se faire livrer d'un bout à l'autre du monde, simplement en cliquant sur sa souris.

Les programmes de sensibilisation destinés au grand public et à certains groupes d'utilisateurs jouent un rôle essentiel dans la prévention et les efforts de lutte contre les espèces exotiques; les politiciens et décideurs doivent cependant être bien informés du dossier des espèces exotiques pour être en mesure d'appuyer les programmes de lutte. Une brochure récemment préparée par le Great Lakes Panel on Aquatic Nuisance Species visait précisément à sensibiliser les politiciens, les hauts fonctionnaires et les médias à cette question.

Partenariats et coopération

Les efforts de coopération entre les organismes de gestion des ressources, le monde scientifique, les organisations non gouvernementales, l'industrie et le grand public jouent un rôle extrêmement important dans le dossier de la lutte contre les espèces exotiques et de la prévention, dans la région des Grands Lacs.

1. Modifiée puis adoptée de nouveau en 1996 sous le titre de *National Invasive Species Act*.

2. Sea Grant est un partenariat établi en 1966 entre des universités américaines et la National Oceanic and Atmospheric Administration, et axé sur la recherche et l'éducation dans le domaine des littoraux, des océans et des Grands Lacs.

Cette coopération a permis aux organismes en cause d'établir l'ordre de priorité des problèmes, de faciliter le financement par effet de levier, d'éviter les dédoublements et de ne pas gaspiller les maigres ressources dont ils disposent. Bon nombre des programmes actuels et des réussites enregistrées n'auraient pas été possibles sans cette coopération.

Certains des partenariats se sont institutionnalisés. Par exemple, la Commission des pêcheries des Grands Lacs, créée en 1955 avec une représentation du Canada et des États-Unis pour lutter contre l'invasion de la grande lamproie marine, est devenue un organisme intergouvernemental qui travaille par consensus sur les objectifs de gestion et de recherche dans le domaine des pêches des Grands Lacs, notamment dans le dossier des espèces exotiques (Dochoda, 1991). Le Great Lakes Panel on Aquatic Nuisance Species a été créé en 1991 aux termes de la *Nonindigenous Aquatic Nuisance Prevention and Control Act* des États-Unis pour constituer un forum permettant de coordonner les questions de politique et les activités de lutte, de gestion, de sensibilisation et de recherche visant les espèces exotiques dans la région des Grands Lacs. Cet organisme rassemble des représentants des organismes gouvernementaux canadiens et américains, des organismes tribaux, du Great Lakes Sea Grant Network, des universités, de l'industrie et des organisations non gouvernementales. Le Great Lakes Panel a collectivement élaboré plusieurs positions stratégiques et modèles de loi, ainsi qu'un plan modèle de gestion des espèces exotiques aquatiques destiné aux administrations de la région des Grands Lacs et d'ailleurs. Le Great Lakes Panel a aussi récemment formulé un plan d'action pour lutter contre les espèces aquatiques non indigènes dans les Grands Lacs et prévenir leur apparition; le plan d'action a reçu l'approbation des premiers ministres et gouverneurs concernés.

D'autres partenariats moins officiels sont tout aussi efficaces. C'est la collaboration entre les organismes gouvernementaux, le monde scientifique et l'industrie qui a permis de mettre sur pied les programmes concernant l'eau de ballast et les méthodes de lutte contre la moule zébrée. Les organisations non gouvernementales, telles que les associations de chasse et pêche et les regroupements de propriétaires de chalets, jouent un rôle dans la diffusion de l'information et la surveillance des espèces exotiques. Plusieurs organismes ont également collaboré, directement ou par leur soutien financier, à la production récente de matériel de sensibilisation du public. Ces efforts de collaboration ont permis de produire des outils de sensibilisation qui diffusent des messages uniformes dans les diverses régions. La marine marchande, l'industrie aquacole et les secteurs de la production de poissons pour les appâts, le repeuplement et les aquariums collaborent aussi à divers titres aux initiatives de sensibilisation.

Les partenariats et la coopération continueront à jouer un rôle important dans la gestion du dossier des espèces exotiques dans les Grands Lacs. La nature complexe de bon nombre des problèmes posés par les espèces exotiques nécessite souvent l'intervention de parties intéressées diverses; la mise en commun des ressources permettra d'agir de manière collective et d'améliorer ainsi l'efficacité des interventions.

Résumé

S'il reste des secteurs où des efforts supplémentaires sont nécessaires pour prévenir les introductions d'espèces exotiques et lutter contre elles dans le bassin des Grands Lacs, des progrès significatifs ont été notés sur plusieurs fronts. Les points ci-dessous résument l'expérience acquise dans la gestion des problèmes posés par les espèces exotiques dans le bassin des Grands Lacs et sont probablement applicables à la gestion des espèces exotiques dans d'autres grands réseaux hydrographiques.

La croissance de la population humaine, l'essor du commerce mondial et les graves perturbations causées par les humains dans les écosystèmes aquatiques sont des conditions qui favorisent les invasions d'espèces exotiques. L'établissement d'espèces exotiques peut faciliter les invasions ultérieures. Les mesures visant à maintenir la santé des écosystèmes et à restaurer les systèmes dégradés peuvent réduire le risque d'invasion de nouvelles espèces exotiques et l'incidence des espèces exotiques déjà établies.

L'éradication d'une espèce exotique aquatique dans un grand système ouvert est pratiquement impossible une fois que l'espèce est établie. Les mesures de lutte contre les espèces exotiques sont généralement coûteuses, peuvent avoir des effets indésirables sur les organismes non visés, et doivent généralement, pour être efficaces, s'appliquer de façon répétée. Le meilleur remède est donc la prévention. Des efforts de prévention fructueux peuvent permettre d'éviter les incidences écosystémiques et les incertitudes de gestion souvent associées à la présence des espèces exotiques, et font disparaître la nécessité de coûteux programmes de lutte.

La prévention de l'introduction des espèces exotiques est toutefois une tâche difficile. Les espèces exotiques entrent dans un système par des voies très diverses, ce qui nécessite souvent des interventions complexes. La réussite des programmes de prévention et de lutte contre les espèces exotiques repose sur une meilleure sensibilisation à tous les niveaux. Les partenariats et la coopération entre les organismes gouvernementaux, le monde scientifique, l'industrie et les organisations non gouvernementales jouent un rôle essentiel dans la résolution des problèmes posés par les espèces exotiques. La collaboration permet de diffuser des messages cohérents, d'établir l'ordre de priorité des interventions,

d'éviter les dédoublements, de faciliter le financement par effet de levier et de faire bon usage des ressources financières.

Références

[ANSTF] Aquatic Nuisance Species Task Force. 1993. Zebra mussel-specific containment protocols. Washington, DC. 45 p. + app.

[ANSTF] Aquatic Nuisance Species Task Force. 1994. Protocol for evaluating research proposals concerning nonindigenous aquatic species. Washington, DC. 20 p.

Baltz, D.M.; Moyle, P.B. 1993. Invasion resistance to introduced species by a native assemblage of California stream fishes. Ecol. Appl. 3:246–255.

Bright, C. 1998. Life out of bounds: bioinvasion in a borderless world. W.W. Norton and Company, New York, NY. 286 p.

Busiahn, T.R. 1996. Ruffe control program. Submitted to the Aquatic Nuisance Species Task Force by the Ruffe Control Committee, 21 Oct. 1996. Rapport inédit. On peut obtenir ce document auprès du Ashland Fishery Resources Office, US Fish and Wildlife Service, Ashland (WI) 54806.

Carlton, J.T.; Geller, J.B. 1993. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. Science 261:78–82.

Claudi, R.; Mackie, G.L. 1994. Practical manual for zebra mussel monitoring and control. CRC Press, Boca Raton, FL. 227 p.

Dochoda, M.R. 1991. Meeting the challenge of exotics in the Great Lakes: the role of an international commission. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48 (Suppl. 1):171–176.

Fago, D. 1993. Skipjack herring, *Alosa chrysochloris*, expanding its range into the Great Lakes. Can. Field-Nat. 107:352–353.

Fuller, K; Shear, H.; Wittig, J. (dir. de publ.). 1995. Les Grands Lacs : atlas écologique et manuel des ressources. 3e éd. Gouvernement du Canada, Toronto (Ont.)/United States Environmental Protection Agency, Chicago (IL.) 46 p.

[GLFC] Great Lakes Fishery Commission. 1985. TFM (3-trifluoromethyl-4-nitrophenol) vs. the sea lamprey: a generation later. Great Lakes Fish. Com. Spec. Pub. 85–6. 17 p.

[GLFC] Great Lakes Fishery Commission. 1992. Strategic vision of the Great Lakes Fishery Commission for the decade of the 1990s. Ann Arbor, MI. 40 p.

[GLPANS] Great Lakes Panel on Aquatic Nuisance Species. 1998. Biological invasions: how aquatic nuisance species are entering North American waters, the harm they cause and what can be done to solve the problem. Ann Arbor, MI. 8 p.

Goodchild, C.D. 1999. Ecological impacts of introductions associated with the use of live bait. Pages 181–202 *in* R. Claudi and J.H. Leach, eds. Nonindigenous freshwater organisms: vectors, biology, and impacts. CRC Press, Boca Raton, FL.

[GTIT] Groupe de travail sur les introductions et les transferts. 2000. Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes. Ébauche de politique. Rapport inédit. Disponible auprès de la Direction de l'aquaculture et des sciences océaniques, Pêches et Océans Canada, Ottawa (Ont.) K1A 0E4. 52 p.

Gunderson, J. 1994. Exotic species and freshwater boating survey: results and technical report. Minnesota Sea Grant, Duluth, MN. 61 p.

Hagen, A. 1996. Techniques de répression des carpes pour l'établissement de plantes aquatiques. Fiche d'information. Fonds d'assainissement des Grands Lacs 2000, Environnement Canada, Burlington (Ont.) 10 p.

Harty, F.M. 1993. How Illinois kicked the exotic habit. Pages 195–210 *in* N.N. McKnight, ed. Biological pollution: the control and impact of invasive exotic species. Indiana Academy of Science, Indianapolis, IN.

Hnath, J.G., ed. 1993. Great Lakes fish disease control policy and model program. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub. 93–1:1–38.

Howarth, F.G. 1991. Environmental impacts of classical biological control. Annu. Rev. Entomol. 36:485–509.

Hushak, L.; Deng, Y.; Bielen, M. 1995. Water user expenditures on zebra mussel monitoring and control. Ohio Sea Grant, Columbus, OH. 2 p.

Karns, B. 2000. Zebra mussel response plan: final report, 22 December 2000. Saint Croix National Scenic River, National Parks Service, Saint Croix Falls, WI. 11 p.

Krishka, B.A.; Cholmondeley, R.F.; Dextrase, A.J.; Colby, P.J. 1996. Impacts of introductions and removals in Ontario percid communities. Percid Community Synthesis, Introductions and Removals Working Group, Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, ON. 111 p.

Litvak, M.K.; Mandrak, N.E. 1993. Ecology of freshwater baitfish use in Canada and the United States. Fisheries 18(12):6–13.

Marsden, J.E. 1993. Responding to aquatic pest species: control or management? Fisheries 18(1):4–5.

Mayo, K.R.; Selgeby, J.H.; McDonald, M.E. 1998. A bioenergetics modeling evaluation of top-down control of ruffe in the St. Louis River, western Lake Superior. J. Great Lakes Res. 24:329–342.

[MDNR] Minnesota Department of Natural Resources. 1995. Ecologically harmful exotic aquatic plant and wild animal species in Minnesota: annual report 1995. St. Paul, MN. 98 p.

Meronek, T.G.; Copes, F.A.; Coble, D.W. 1995. A summary of bait regulations in the north central United States. Fisheries 20(11):16–23.

Mills, E.L.; Leach, J.H.; Carlton, J.T.; Secor, C.L. 1993. Exotic species in the Great Lakes: a history of biotic crises and anthropogenic introductions. J. Great Lakes Res. 19:1–54.

Nalepa, T.F.; Fahnenstiel, G.L.; Johengen, T.H. 1999. Impacts of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) on water quality: a case study in Saginaw Bay, Lake Huron. Pages 255–271 *in* R. Claudi and J. H. Leach, eds. Nonindigenous freshwater organisms: vectors, biology, and impacts. CRC Press, Boca Raton, FL.

Newman, R.M.; Ragsdale, D.W.; Biesboer, D.D. 1999. Factors influencing the control of Eurasian watermilfoil with native or naturalised insects. Completion Report to the Minnesota Department of Natural Resources, Ecological Services. St. Paul, MN. 55 p.

Olsen, A.; Linen, E. 1998. Exotic species and the live aquatics industry. Pages 155–161 *in* B. Paust and J.B. Peters, eds. Marketing and shipping live aquatic products. Proceedings of a conference, 13–15 October 1996, Seattle, WA. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Ithaca, NY.

O'Neill, C.R., Jr; Dextrase, A.J. 1994. The introduction and spread of the zebra mussel in North America. Pages 433–446 *in* Proceedings of the 4th International Zebra Mussel Conference. Wisconsin Sea Grant Institute, Madison, WI.

Pimentel, D; Lach, L.; Zuniga, R.; Morrison, D. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. BioScience 50:53–65.

Pimm, S.L.; Hyman, J.B. 1987. Ecological stability in the context of multispecies fisheries. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44(Suppl. 2):84–94.

[RAMC] Risk Assessment and Management Committee. 1996. Generic nonindigenous aquatic organisms risk analysis review process. Risk Assessment and Management Committee, Aquatic Nuisance Species Task Force, Washington, DC. 33 p.

Rankin, D.; Crispin, S. 1994. The conservation of biological diversity in the Great Lakes ecosystem: issues and opportunities. The Nature Conservancy Great Lakes Program, Chicago, IL. 118 p.

Ricciardi, A.; Rasmussen, J.B. 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. Conserv. Biol. 13:1220–1222.

Ricciardi, A.; MacIsaac, H. 2000. Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. Trends Ecol. Evol. 15:62–65.

Sheldon, S.P. 1997. Investigations on the potential use of an aquatic weevil to control Eurasian watermilfoil. Lake Reservoir Manag. 13:79–88.

Simberloff, D.; Von Holle, B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? Biol. Invasions 1:21–32.

Skinner, L. 1999. Biological control of purple loosestrife in North America [abstract]. Page 93 *in* Proceedings of the 9th International Zebra Mussel and Aquatic Nuisance Species Conference, 26–30 April 1999, Duluth, MN. The Professional Edge, Pembroke, ON.

Smith, S.H. 1972. The future of salmonid communities in the Laurentian Great Lakes. J. Fish. Res. Board Can. 19:951–957.

Solarz, S.L.; Newman, R.M. 2001. Variation in host-plant preference and performance by the milfoil weevil, *Euhrychiopsis lecontei* Dietz, exposed to native and exotic watermilfoils. Oecologia 126:66–75.

US Congress, Office of Technology Assessment. 1993. Harmful non-indigenous species in the United States. OTA-F-565. Government Printing Office, Washington, DC. 391 p.

Wiley, C.J.; Claudi, R. 1999. The role of ships as a vector for nonindigenous freshwater organisms, with focus on Great Lakes. Pages 203–214 *in* R. Claudi and J.H. Leach, eds. Nonindigenous freshwater organisms: vectors, biology, and impacts. CRC Press, Boca Raton, FL.

Photo accompagnant le titre du chapitre : Une lamproie marine attachée à un touladi. Photo gracieusement fournie par la Commission des pêcheries des Grands Lacs, Ann Arbor (MI).

Espèces exotiques transportées dans l'eau de lest des navires : de la constatation des incidences à la réglementation

Christopher J. Wiley et Renata Claudi

Pendant des siècles, les navires ont été la pierre angulaire du commerce international, et ils continuent de jouer ce rôle encore aujourd'hui. Mais les navires et les marchandises qu'ils transportent sont considérés à l'échelle planétaire comme une des principales voies par lesquelles les espèces exotiques atteignent de nouveaux écosystèmes, certaines fixées sur la coque ou sur la chaîne d'ancre des navires ou cachées dans leur cale, d'autres transportées sur des membres d'équipage ou des passagers ou dans l'eau de lest. Parmi toutes les voies par lesquelles les navires peuvent favoriser l'échange d'espèces exotiques, c'est le lest, et tout particulièrement l'eau de lest, qui a reçu le plus d'attention.

Les navires sont aujourd'hui équipés de ballasts qui, une fois remplis d'eau, contribuent à réduire leur flottabilité et à accroître leur stabilité. L'eau qui y est pompée peut contenir un grand nombre d'organismes vivants qui sont dès lors transportés vers une nouvelle destination, parfois sur un autre continent. L'eau de lest et, par conséquent, les organismes vivants qu'elle contient sont évacués quand la cargaison est embarquée. L'incidence d'une telle pratique dépend de l'origine des organismes présents dans l'eau de lest et de l'endroit où se fait le délestage. Carlton *et al.* (1995) estiment que plus de 3 000 espèces sont actuellement transportées chaque jour vers des ports étrangers dans les ballasts des navires de haute mer. Entre juin et septembre 1999, environ 4,9 millions de tonnes d'eau de lest ont été rejetées dans l'arrière-port de Vancouver (autorités portuaires de Vancouver, données inédites). De toute évidence, ce volume d'eau contenait de nombreuses espèces exotiques.

Au début du transport maritime, les navires transportaient du lest solide, et un grand nombre de plantes, d'insectes et de gastéropodes terrestres ont alors été introduits dans diverses villes portuaires du monde (Mills *et al*, 1993). Selon G.G.E. Scudder (University of British Columbia, comm. pers.), un grand nombre de punaises terrestres (p. ex. Lygaeides) ont été introduites dans du lest solide, tant sur la côte Est que la côte Ouest du Canada.

Au cours des années 1840, les premiers navires lestés d'eau ont fait leur apparition. En 1882, le premier navire muni d'une coque en acier et de citernes pouvant être remplies d'eau de lest a été mis en circulation dans les Grands Lacs (Wiley et Claudi, 1999). La taille et le nombre des navires augmentant, l'eau de lest est rapidement devenue l'une des principales voies d'entrée des espèces aquatiques exotiques dans les villes côtières et les Grands Lacs.

Les navires et les embarcations de plaisance contribuent entre autres à la dispersion des espèces aquatiques exotiques une fois qu'elles ont atteint le continent nord-américain. Divers organismes vivants, de la moule zébrée aux plantes aquatiques exotiques, ont été trouvés fixés à la coque d'embarcations de plaisance, de barges et de navires commerciaux se déplaçant dans différents plans d'eau du littoral Est.

Dans le présent article, je résume l'incidence des rejets d'eau de lest sur l'introduction d'espèces exotiques, décris les mesures correctrices adoptées par le Canada et insiste sur la nécessité de prendre des mesures additionnelles en vue de réduire davantage le risque d'introduction d'espèces exotiques.

Impact des rejets d'eau de lest sur les écosystèmes aquatiques canadiens

Les navires peuvent contribuer à l'introduction d'espèces exotiques au Canada. Les côtes du Pacifique, de l'Atlantique et de l'Arctique sont vulnérables, ainsi que le bassin des Grands Lacs, accessible par la Voie maritime du Saint-Laurent. C'est dans la région des Grands Lacs que la menace posée par l'eau de lest comme voie d'introduction d'espèces aquatiques exotiques a suscité le plus d'attention. De nombreux avertissements ont été émis concernant le risque de dispersion de mollusques que présentent certaines activités, dont le rejet d'eau de lest (Kew, 1893; Johnson, 1921; Sinclair, 1964). Au cours des années 1980, le grand nombre d'introductions causées par le rejet d'eau de lest dans les Grands Lacs a incité le gouvernement canadien à examiner ce dossier de plus près. Howarth (1981) a été chargé par la Direction de la protection de l'environnement d'Environnement Canada de préparer un rapport sur la question.

Jusqu'à l'invasion de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha* (Pallas)), en 1986, le fait que les espèces aquatiques exotiques envahissantes pouvait constituer non seulement un important problème environnemental, mais aussi un véritable cauchemar économique, n'était pas reconnu de façon générale. Une fois introduite, la moule zébrée s'est rapidement propagée dans son environnement d'adoption. La propension du mollusque

à se fixer sur la coque des navires commerciaux et des embarcations de plaisance a favorisé sa dispersion, ainsi que les quelque 50 millions de tonnes d'eau de lest utilisées annuellement dans les Grands Lacs par la flotte intérieure. La moule zébrée se rencontre aujourd'hui sur tout le littoral Est du continent nord-américain jusqu'à l'embouchure du Mississippi, dans le golfe du Mexique.

La moule zébrée n'est pas la seule espèce à avoir envahi les Grands Lacs. Au moins 163 espèces ont été introduites dans le bassin des Grands Lacs et du Saint-Laurent au cours des deux cents dernières années (voir De Lafontaine et Costan dans le présent ouvrage, p. 73), souvent de façon non intentionnelle. Le nombre exact d'introductions imputables au rejet d'eau de lest ne fait pas l'unanimité, mais on estime que cette pratique est directement responsable du tiers environ des introductions accidentelles.

L'identité des espèces aquatiques exotiques présentes dans les Grands Lacs et le rythme selon lequel elles sont apparues dans la région sont relativement bien connus, grâce aux études scientifiques approfondies menées à ce jour et aux mesures de surveillance relativement élevées (Mills *et al.*, 1993; Leach, 1995; De Lafontaine et Costan, p. 73 dans le présent ouvrage). On en sait beaucoup moins sur les invasions qui sont survenues le long des côtes du Pacifique, de l'Atlantique et de l'Arctique.

Hines *et al.* (2000) analysent un projet de recherche triennal qui portait sur le risque d'invasion biologique par les espèces exotiques transportées jusqu'en Alaska dans l'eau de lest des pétroliers. L'étude a révélé que cette eau contient des communautés planctoniques abondantes et diversifiées. Selon des expériences sur la tolérance à la température et à la salinité des organismes planctoniques recueillis dans l'eau de lest des pétroliers, le taux de survie des organismes communs dans cet environnement était élevé aux conditions de température et de salinité rencontrées à Port Valdez, dans la baie Prince William Sound (Alaska). En outre, l'analyse d'échantillons de sédiments prélevés dans les ballasts de pétroliers a révélé la présence d'un large éventail de taxons, dont des vers polychètes, des crabes adultes et d'autres crustacés, des mollusques et des poissons. Durant les relevés effectués sur le terrain dans le cadre de cette étude, le nombre d'espèces d'invertébrés exotiques était relativement faible en comparaison des nombres observés dans les ports d'origine répartis le long de la côte Ouest. Aucune étude équivalente n'a été réalisée dans l'Arctique canadien.

Locke (2000) estime que l'eau de lest constitue un problème plus important le long de la côte Atlantique que dans les Grands Lacs. Selon Smith et Kerr (1992), la flotte commerciale y est constituée de navires de plus fort tonnage capables de transporter de plus grandes quantités d'eau de lest que les navires qui pénètrent dans les Grands Lacs. En outre, un plus grand nombre de navires atteignent la côte Est lestés. Ces navires suivent différents trajets de navigation (transatlantique, intracôtier, etc.) et, en général, bouclent leur itinéraire en moins de temps, n'ayant pas à traverser la Voie maritime du Saint-Laurent. Enfin, comme la salinité de l'eau résultant de l'échange d'eau de lest en pleine mer est sensiblement la même que celle des ports d'accueil, les organismes qui ne sont pas évacués des ballasts lors de la vidange ont toutes les chances de survivre.

Selon Locke (2000), les eaux côtières sont probablement plus susceptibles d'envahissement par des espèces exotiques. Certaines données donnent à croire que le risque d'invasion est plus élevé dans les secteurs saumâtres des estuaires (20 à 28 % des espèces présentes dans les zones d'eau saumâtre du Nord de l'Europe sont envahissantes) que dans les zones d'eau salée ou d'eau douce (où seulement 3 à 5 % des espèces sont envahissantes) (Leppäkoski, 1991). Les environnements perturbés, comme ceux qu'on trouve dans de nombreux ports et à proximité de sites aquicoles, sont particulièrement vulnérables. Les exploitations aquicoles et les pêches commerciales sont sensibles aux effets des phytotoxines produites par les proliférations d'algues (p. ex. l'intoxication paralysante par les coquillages et la mortalité massive de poissons).

Dans une étude de l'eau de lest atteignant les Grands Lacs, Locque *et al.* (1991) ont constaté que de nombreux navires étaient lestés d'eau salée provenant de différents endroits. Subba Rao *et al.* (1994) ont analysé ces données en vue d'évaluer le risque posé par le lest de ces navires dans les eaux atlantiques canadiennes. Leurs conclusions sont passablement troublantes.

Au total, 94 taxons d'organismes phytoplanctoniques (principalement des diatomées et des dinoflagellés) ont été trouvés dans les échantillons. Certains des spécimens conservés étaient en bon état, contenaient des chloroplastes et étaient probablement vivants au moment de l'échantillonnage. Des cultures ont été établies à partir des échantillons qui n'avaient subi aucun traitement de conservation. Au moins 25 espèces d'algues capables de former des proliférations ou des marées rouges ou de produire des toxines ont été identifiées. Treize des taxons répertoriés (3 diatomées et 10 dinoflagellés) étaient nouveaux pour la région atlantique canadienne.

Chapman *et al.* (p. 133 dans le présent ouvrage) mentionnent la présence de cinq algues marines exotiques dans les eaux atlantiques canadiennes. Ces espèces représentent seulement 1,5 % de la flore algale locale. En comparaison, 4 à 5 % des espèces d'algues marines de la région méditerranéenne et 2 à 3 % des espèces présentes dans les eaux atlantiques européennes et australasiennes sont des espèces introduites (Ribera

et Boudouresque, 1995). Des quelques espèces ayant envahi les eaux atlantiques canadiennes, toutes, à l'exception du *Colpomenia peregrina* (Sauv.) Hamel, sont devenues abondantes et ont eu un profond retentissement sur la structure des communautés.

Une autre espèce envahissante préoccupante est le crabe vert (*Carcinus maenas* (L.)). Cette espèce d'origine européenne a envahi de nombreuses régions du monde. Son appétit pour les espèces de bivalves et de crabes exploitées commercialement a menacé des pêches importantes. La présence du crabe vert dans les eaux atlantiques canadiennes a été signalée pour la première fois au début des années 1950 (Grosholz et Ruiz, 1996), après 100 ans de présence en Nouvelle-Angleterre (Glude, 1955). Bien que le phénomène soit peu documenté, le crabe vert a récemment atteint le golfe du Saint-Laurent par le détroit de Canso (entre la portion continentale de la Nouvelle-Écosse et l'île du Cap-Breton), et il s'y propage beaucoup plus rapidement qu'il ne l'a fait le long de la côte extérieure de la Nouvelle-Écosse (Jamieson, 2000).

Le long de la côte Ouest nord-américaine, les invasions ont été étudiées d'une façon plus approfondie dans la baie de San Francisco et la région du delta (également appelée estuaire de la baie de San Francisco). Plus de 200 espèces exotiques s'y sont établies, dont des plantes, des protistes, des invertébrés et des vertébrés (Cohen et Carlton, 1995). Entre 100 et 200 espèces additionnelles pourraient également avoir été introduites, mais l'état actuel de nos connaissances ne nous permet pas de déterminer si elles y sont indigènes ou exotiques (Carlton, 1996).

En 1998, l'analyse d'échantillons d'eau de lest prélevés dans les ballasts de navires entrant dans le port de Vancouver en provenance du Nord-Est de l'Asie et d'autres ports du Nord-Est du Pacifique a révélé que cette eau contenait jusqu'à 13 000 invertébrés par tonne environ (Levings *et al.*, 1998).

La présence d'espèces exotiques a été signalée dans presque tous les ports et toutes les baies de la côte du Pacifique (Carlton, 1979). Une fois établis, les organismes peuvent se propager rapidement de baie en baie, soit naturellement, soit avec l'aide des navires côtiers. Par exemple, le crabe vert, signalé pour la première fois en 1989–1990 dans la baie de San Francisco, se rencontrait dans des estuaires depuis les terrains marécageux d'Elkhorn jusqu'à la baie Humboldt en 1995, et il avait atteint le sud de l'Oregon en 1997 et la baie Barkley (Colombie-Britannique) en 1999 (Jamieson, 2000). Sur la côte du Pacifique, ce crabe pourrait avoir un effet néfaste sur les exploitations ostréicoles et la pêche aux bivalves en raison de son appétit pour les jeunes huîtres et les bivalves de tous âges. On craint également qu'il livre une concurrence agressive au crabe dormeur (*Cancer magister* Dana), qui utilise les baies et les estuaires comme aires de croissance (Grosholz et Ruiz, 1996), ou même qu'il s'attaque aux jeunes sujets de cette espèce. La distribution du crabe vert dans d'autres régions du monde et l'examen des taux de mortalité observés parmi les populations adultes et les divers facteurs limitant sa reproduction donnent à croire que l'expansion du crabe vert vers le nord sera finalement limitée par les températures à la surface de l'eau en hiver (moyenne de 1 à 0 °C) et, vers le sud, par les températures estivales moyennes (environ 22 °C). Eu égard à ces limites physiologiques, l'aire de répartition potentielle du crabe vert comprendrait toute la région entre le nord des Aléoutiennes en Alaska et le centre de la Basse-Californie (Cohen et Carlton, 1995; Cohen *et al.*, 1995). Dès lors, le crabe vert représente une réelle menace pour la pêche des bivalves de la Colombie-Britannique, qui produit chaque année plus de 53 000 tonnes d'huîtres et 7 000 tonnes d'autres bivalves (palourde japonaise, *Venerupis philippinarum* (A. Adams et Reeve)) (voir Levings *et al.* dans le présent ouvrage, p. 111).

En 1992, Smith et Kerr affirmaient que la menace pour les régions côtières du Canada est à la fois immédiate et importante. La situation n'a pas changé depuis (2001).

Réglementation des rejets d'eau de lest au Canada et aux États-Unis

Par suite de l'introduction de la grémille (*Gymnocephalus cernuus* (L.)) et de la moule zébrée, la Commission mixte internationale (CMI) et la Commission des pêcheries des Grands Lacs (CPGL) ont fait pression sur les gouvernements des États-Unis et du Canada, dans une série de lettres et de réunions tenues en 1988, invitant ces derniers à prendre des mesures en vue de résoudre le problème posé par les rejets d'eau de lest. Ces deux organismes ont subséquemment publié en 1990 un rapport conjoint détaillé sur la question intitulé *Les espèces exotiques et la marine marchande, une menace pour l'écosystème des Grands Lacs et du Saint-Laurent* (CMI/CPGL, 1990).

En mai 1989, réagissant avec une promptitude inhabituelle pour un organisme gouvernemental, la Garde côtière canadienne a émis des lignes directrices facultatives visant le contrôle du déchargement de l'eau de lest des navires se dirigeant vers le Saint-Laurent et les Grands Lacs (*Voluntary Guidelines for the Control of Ballast Water Discharges from Ships Proceeding to the St. Lawrence River and Great Lakes*, Transport Canada, 1989).

Conformément aux exigences du gouvernement canadien relatives à la transparence des processus de mise en œuvre, les lignes directrices ont été adoptées après de vastes consultations auprès de nombreux

Traitement de l'eau de lest

Les lignes directrices actuelles tiennent compte du fait que l'échange d'eau de lest en pleine mer est l'approche généralement considérée comme la plus efficace pour réduire les risques d'introduction de nouvelles espèces dans les milieux dulcicoles. L'objet de ces lignes directrices est d'obliger les navires lestés à évacuer l'eau douce qu'ils ont puisée dans des ports étrangers pour la remplacer par de l'eau de forte salinité, de manière à éjecter la plupart des organismes dulcicoles présents et à exposer les organismes survivants à de l'eau très salée. Comme la plupart des espèces dulcicoles ne survivent pas à une salinité supérieure à 8 g/L, la valeur de 35 g/L est considérée comme suffisante pour neutraliser les organismes dulcicoles encore présents dans les ballasts (Wiley et Claudi, 1999). Toutefois, la plupart des navires sont conçus pour vider et remplir leurs ballasts dans des installations portuaires protégées, et non pas en pleine mer. L'aménagement éventuel d'installations côtières de délestage est actuellement à l'étude.

Si le délestage en pleine mer réduit effectivement le risque d'introduction d'organismes exotiques dans les écosystèmes dulcicoles, il ne l'élimine pas complètement. Même si la majorité des navires pénètrent non lestés dans les Grands Lacs, leurs ballasts peuvent contenir un certain volume non pompable d'eau et de sédiments. Des études ont montré que des organismes vivants peuvent survivre dans ces résidus (Transport Canada, 1996). Les navires qui remplissent leurs ballasts d'eau douce dans les Grands Lacs favorisent le mélange de cette eau avec les résidus, et peuvent rejeter ceux-ci ailleurs dans les Grands Lacs. Aucune réglementation ne s'applique aux navires qui se déclarent non lestés.

Les navires non lestés peuvent également contribuer à l'échange entre bassins d'espèces présentes dans un des Grands Lacs mais absentes dans un autre. Une des espèces dont le transfert pourrait être ainsi favorisé est la grémille, petit poisson dont on attribue l'introduction accidentelle dans les ports jumeaux de Duluth et Superior, dans la partie ouest du lac Supérieur, au rejet d'eau de lest. La grémille constitue une menace importante pour les pêcheurs commerciaux des Grands Lacs. Pour réduire le risque de déplacement de la grémille entre bassins, les exploitants de navires commerciaux ont instauré un régime facultatif de gestion de l'eau de lest dans les ports infestés par ce poisson. Entre mai et juillet, période durant laquelle les petites grémilles risquent d'être entraînées dans les ballasts des navires, ceux-ci vidangent leurs ballasts au milieu du lac Supérieur afin d'éviter toute propagation de la grémille par cet intermédiaire.

D'autres options prévoyant le traitement de l'eau de lest à l'intérieur des ballasts sont actuellement à l'essai (voir l'annexe et la figure 1). Diverses formes de traitement physique ont été proposées pour faciliter l'échange d'eau de lest : filtration, stérilisation par irradiation ultraviolette, traitement acoustique, traitements thermiques divers, modification de la forme des ballasts pour favoriser la vidange, etc. L'application à l'eau de lest de divers types de traitement chimique déjà utilisés pour réduire le risque d'introduction d'espèces exotiques dans les installations industrielles est également envisagée, notamment le peroxyde d'hydrogène, divers acides organiques, le métabisulfite de sodium et le glutéraldéhyde. Toutefois, aucune de ces options n'a encore fait la preuve de son efficacité ou n'a été appliquée de façon économique à la stérilisation de l'eau de lest dans les ballasts.

Figure 1. Le *Federal Yukon* est un exemple de la nouvelle génération de navires transocéaniques dimensionnés pour naviguer dans la Voie maritime du Saint-Laurent. Exploité par la Fednav Limited de Montréal, ce navire est doté, à titre expérimental, de doseurs d'ions cuivres et d'hypochlorite de sodium pour tester l'emploi de biocides comme traitement embarqué des eaux de lest dans les navires pénétrant dans les Grands Lacs. Photo : Jeff Cameron — www.wellandcanal.ca.

partenaires, dont la garde côtière américaine, Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, la Commission des pêcheries des Grands Lacs et l'industrie nationale et internationale du transport maritime. Il convient également de noter que l'adoption de ces lignes directrices n'était pas une mesure réglementaire au sens classique du terme.

À l'époque, la *Loi sur la marine marchande du Canada* ne conférait pas le pouvoir d'adopter des règlements. Peu de données scientifiques justifiaient une réglementation, et aucune option technique de rechange n'avait encore été proposée pour remplacer l'échange d'eau de lest. L'application de ces lignes directrices était toutefois obligatoire dans une certaine mesure. Les

consultations permanentes amorcés rapidement avec l'industrie permettaient de croire que le secteur du transport maritime considéré dans son ensemble s'y conformerait. Les organismes de réglementation du transport maritime disposaient toutefois d'un élément incitatif additionnel pour les faire appliquer. En effet, une amende de 50 000 $ était prévue pour tout navire déclarant faussement avoir suivi les procédures exigées.

Les lignes directrices ont été modifiées à quelques reprises, mais sont demeurées en place jusqu'à ce qu'elles soient remplacées en 2000 par les Lignes directrices canadiennes sur la gestion des eaux de lest (voir plus loin). En mars 1997, les autorités portuaires de Vancouver ont introduit des lignes directrices facultatives et, subséquemment, un régime obligatoire en vertu de la *Loi sur la Société canadienne des ports*. Ce régime ne s'appliquait toutefois ni aux navires circulant le long de la côte Ouest de l'Amérique du Nord, au nord du cap Mendocino (Californie), ni aux paquebots de croisière et navires transportant moins de 1 000 tonnes d'eau de lest.

Les États-Unis ont collaboré étroitement avec le Canada pour prévenir l'introduction d'espèces envahissantes transportées dans l'eau de lest dans l'écosystème des Grands Lacs commun aux deux pays, et faire de la gestion de l'eau de lest un enjeu planétaire. En 1993, les États-Unis ont adopté des règlements exécutoires étroitement inspirés des lignes directrices facultatives canadiennes susmentionnées régissant l'échange de l'eau de lest et comportant une série de mesures additionnelles axées sur la protection des Grands Lacs. Les États-Unis ont également mis en place des lignes directrices facultatives de portée nationale et envisagent d'adopter une réglementation exécutoire à l'échelle nationale. Toutefois, malgré le rôle important qu'ils ont joué dans la mise en place du premier régime exécutoire de gestion de l'eau de lest dans les Grands Lacs, les mécanismes réglementaires américains sont loin d'être totalement efficaces. Reeves (2000) décrit les modalités et les lacunes des lois américaines actuellement en vigueur, ainsi que les points critiques et les controverses, et passe en revue d'autres projets entrepris en collaboration avec les autorités fédérales américaines et les États des Grands Lacs.

Gestion de l'eau de lest à l'échelle planétaire

En 1988, au cours de la 26e réunion du Comité chargé de la protection de l'environnement maritime (CPEM) de l'Organisation maritime internationale (OMI), le Canada, les États-Unis et l'Australie ont proposé l'examen du dossier de la gestion de l'eau de lest à l'échelle planétaire. En 1991, leurs efforts ont été couronnés de succès car le CPEM, s'inspirant de l'expérience canadienne, a adopté des lignes directrices internationales facultatives destinées à prévenir l'introduction d'espèces aquatiques indésirables et d'agents pathogènes résultant du rejet d'eau de lest et de sédiments par les navires.

Deux années plus tard, l'OMI comme telle renforçait cette initiative en adoptant la résolution A774(18) (OMI,1993). Par cette mesure, l'OMI reconnaissait que :

> ... le rejet d'eau de lest et de sédiments a favorisé l'introduction accidentelle et non désirée d'organismes aquatiques nuisibles et de bactéries et virus pathogènes reconnus comme néfastes pour la santé publique, la propriété et l'environnement. [*Traduction*]

Par la même occasion, elle rappelait que :

> ... le rejet non réglementé d'eau de lest contenant des organismes aquatiques nuisibles demeure un important problème international qui ne peut qu'empirer au cours des années à venir. [*Traduction*]

Plus récemment, en novembre 1997, l'OMI, faisant siens les objectifs de la Convention sur la diversité biologique de 1992 (une initiative des Nations Unies), a adopté la résolution A.868(20). Cette résolution contient des lignes directrices visant le contrôle et la gestion des eaux de lest des navires afin de réduire au minimum le transfert d'organismes aquatiques nuisibles et d'agents pathogènes. L'assemblée de l'OMI a également invité les gouvernements à utiliser rapidement ces lignes directrices comme base pour toutes les mesures qu'ils prendront pour prévenir, autant qu'il est possible de le faire, l'introduction de tels organismes. L'assemblée a également recommandé au CPEM de faire adopter une annexe juridiquement contraignante de MARPOL 73/78[1] relative à la gestion de l'eau de lest[2].

La Convention sur la biodiversité de 1992 (PNUE, 1992), dont l'article 8 fait explicitement référence aux espèces envahissantes exotiques, mentionne que :

> ... Chaque Partie contractante, dans la mesure du possible et selon qu'il conviendra, empêche d'introduire, contrôle ou éradique les espèces exotiques qui menacent des écosystèmes, des habitats ou des espèces.

À la cinquième réunion de la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique, qui s'est tenue à Nairobi en mai 2000, un rapport d'étape a été présenté sur la mise en place d'un programme de travail sur la diversité biologique des écosystèmes

1 Annexe III du Protocole du 17 février 1978 relatif à la Convention internationale du 2 novembre 1973 pour la prévention de la pollution par les navires (MARPOL 73/78), telle qu'elle a été modifiée le 30 octobre 1992. MARPOL est l'acronyme de *marine pollution*.

2 Voir http://www.epa.gov/owow/OCPD/marpol.html pour obtenir de plus amples renseignements sur ce traité international régissant le rejet des déchets résultant de l'exploitation normale des navires.

des eaux intérieures et sur la diversité biologique marine et côtière. L'élément 5.2 de ce programme de travail avait pour objectif de cerner :

> ... les lacunes des instruments juridiques en vigueur ou proposés, les directives et procédures prévues pour enrayer l'introduction et les effets néfastes des espèces exotiques et des génotypes qui menacent des écosystèmes, des habitats ou des espèces.

La seconde partie de cet élément énonçait l'objectif suivant :

> ... recueillir de l'information sur les mesures correctrices proposées à l'échelle nationale et internationale pour préparer l'élaboration d'une stratégie scientifiquement valable visant à prévenir l'introduction d'espèces envahissantes exotiques menaçant des écosystèmes, des habitats ou des espèces ainsi qu'à réprimer et à éradiquer celles qui auraient déjà été introduites. (UNEP, 2000) [*Traduction*]

Avenir de la gestion de l'eau de lest au Canada

Nous examinerons maintenant les instruments juridiques ainsi que la stratégie globale destinée à résoudre le problème posé par les espèces envahissantes dans le contexte du programme canadien de gestion de l'eau de lest.

Récemment, le projet de loi C-15 de la Chambre des communes a modifié la *Loi sur la marine marchande du Canada* de manière à permettre la mise en œuvre d'un programme de gestion de l'eau de lest[3]. Le projet de loi a reçu la sanction royale le 11 juin 1998, et le gouverneur en conseil a annoncé son entrée en vigueur le 31 octobre 1998. La *Loi* confère maintenant au Canada le pouvoir d'adopter des règlements relatifs à la gestion de l'eau de lest.

Le processus réglementaire s'est enclenché presque immédiatement. Un groupe de travail sur l'eau de lest relevant du Comité permanent de l'environnement, un comité du Conseil consultatif maritime canadien (CCMC), a été mis sur pied le 4 novembre 1998. Le CCMC, créé il y a de nombreuses années, réunit des fonctionnaires fédéraux, des intervenants de l'industrie du transport, des représentants syndicaux, des plaisanciers, des membres de groupes de défense de l'environnement et d'autres partenaires intéressés issus du secteur du transport maritime.

Le groupe de travail a pour mandat de fournir un contexte réglementaire étayé par des données scientifiques rigoureuses susceptibles de prévenir de nouvelles introductions d'espèces aquatiques exotiques imputables au rejet d'eau de lest par les navires. Comme l'économie canadienne est très étroitement liée à l'évolution du commerce international, le régime qui sera proposé devra avoir le moins d'impact possible sur le commerce international, respecter la sécurité des navires et de leur équipage ainsi que l'environnement et être efficace et applicable dans toutes les régions du pays. Enfin, le régime final devra être compatible non seulement avec les futures exigences réglementaires internationales, mais aussi avec les normes américaines, le Canada et les États-Unis ayant convenu d'harmoniser leur réglementation dans le cadre de l'Accord sur la qualité de l'eau dans les Grands lacs de 1978 (modifié en vertu d'un protocole en 1987).

Tirant profit des connaissances approfondies et des données acquises au cours des 10 années qui ont suivi l'adoption des lignes directrices facultatives visant les Grands Lacs et la Voie maritime du Saint-Laurent, le groupe de travail sur l'eau de lest s'est d'abord employé à rédiger des lignes directrices étendant l'application du régime de gestion de l'eau de lest à toutes les régions du pays, notamment aux côtes du Pacifique, de l'Atlantique et de l'Arctique. À cette fin, et en accord avec le modèle gouvernemental de gestion (portée nationale mais application régionale), il a constitué des groupes de travail régionaux sur l'eau de lest afin de refléter les disparités canadiennes liées au commerce, aux tendances liées au transport, aux types de navires, à la géographie et à l'océanographie. Cette approche régionale reconnaît également le fait que les limites des écosystèmes ne coïncident pas avec les frontières provinciales ou nationales.

Sur le plan de la forme, chaque annexe régionale aux règlements énonce les responsabilités des organismes de réglementation et de l'industrie en ce qui a trait à la protection de l'environnement contre les rejets d'eau de lest et précise les organisations à contacter à l'échelle régionale, les mesures exigées de toutes les parties et la ligne de conduite prévue en cas d'infraction. La communauté scientifique a veillé à ce que les mesures proposées soient fondées sur des données scientifiques rigoureuses et soient pertinentes sur le plan écologique. Une stratégie de communication est prévue pour informer toutes les parties intéressées des exigences régionales. La présence de représentants de la garde côtière américaine au sein des groupes de travail national et régionaux reflétait le souci d'harmoniser les mécanismes proposés avec les objectifs des États-Unis et d'établir un juste compromis entre la protection de l'environnement et le maintien d'une activité commerciale intense entre les deux pays.

Par exemple, les éventuelles zones de vidange de l'eau de lest sont envisagées d'après les résultats d'études géographiques et océanographiques entreprises (achevées ou en cours) dans les deux pays. Le Canada et les

3 Voir http://lois.justice.gc.ca/fr/index/45388_16211.html pour de plus amples renseignements sur la *Loi*, et http://lois.justice.gc.ca/fr/1998/16/3139.html pour connaître les modifications qui lui ont été apportées.

États-Unis ont également compilé des bases de données détaillées sur les types d'organisme présents dans l'eau de lest rejetée sur leur territoire respectif.

Si les données scientifiques intéressant les Grands Lacs et le Saint-Laurent sont nombreuses, il en va tout autrement pour les côtes de l'Atlantique et de l'Arctique.

Les lignes directrices sont appelées à être révisées régulièrement selon l'évolution des connaissances scientifiques, et elles devraient devenir exécutoires dans un avenir rapproché coïncidant avec l'adoption d'une réglementation internationale. Une des questions qui demeure irrésolue à ce stade-ci est le problème posé par les navires qui se déclarent non lestés. Dans la plupart des cas, les ballasts de ces navires contiennent un certain volume d'eau qui ne peut être pompé. Une étude a révélé que cette eau contient des organismes vivants (Transport Canada, 1996). Lorsque les navires remplissent leurs ballasts, cette couche d'eau peut devenir une source d'organismes indésirables à l'intérieur des ballasts et dans les rejets subséquents d'eau de lest. Des scientifiques s'emploient présentement à trouver des solutions au problème posé par les navires non lestés.

En septembre 2000, au terme d'une vaste consultation nationale menée auprès de nombreux partenaires des quatre coins du pays, les Lignes directrices visant le contrôle des rejets des eaux de lest des navires dans les eaux de compétence canadienne ont été mises en place à l'échelle nationale (Transports Canada, 2000). La prochaine étape consistera en la mise en œuvre d'un régime réglementaire obligatoire pour les Grands Lacs, inspiré des lignes directrices de 2000, puis d'un régime similaire visant l'ensemble des eaux canadiennes, harmonisé avec les exigences internationales que l'OMI est en train de mettre au point.

Références

Carlton, J.T. 1979. History, biogeography, and ecology of the introduced marine and estuarine invertebrates of the Pacific coast of North America. Ph.D. thesis, University of California, Davis, CA. 904 p.

Carlton, J.T. 1996. Biological invasions and cryptogenic species. Ecology 77:1653–1655.

Carlton, J.T.; Reid, D.M.; van Leeuwen, H. 1995. The role of shipping in the introduction of nonindigenous aquatic organisms to the coastal waters of the United States (other than the Great Lakes) and an analysis of control options. US Coast Guard and US Department of Transportation, National Sea Grant College Program/Connecticut Sea Grant. USGC Rep. No. CG–D–11–95. Natl. Tech. Inf. Serv. (NTIS) Rep. AD–A294809, Washington, DC.

[CMI/CPGL] Commission mixte internationale; Commission des pêcheries des Grands Lacs. 1990. Les espèces exotiques et la marine marchande : une menace pour l'écosystème des Grands Lacs et du Saint-Laurent. Rapport spécial présenté aux gouvernements des États-Unis et du Canada. 55 p.

Cohen, A.N.; Carlton, J.T. 1995. Nonindigenous aquatic species in a United States estuary: a case study of the biological invasions of the San Francisco Bay and Delta. National Technical Information Service, Springfield, VA.

Cohen, A.N.; Carlton, J.T.; Fountain, M.C. 1995. Introduction, dispersal and potential impacts of the green crab *Carcinus maenas* in San Francisco Bay, California. Mar. Biol. 122(2):225–237.

Glude, J.B. 1955. The effects of temperature and predators on the abundance of the softshell clam, *Mya arenaria*, in New England. Trans. Am. Fish. Soc. 84:13–26.

Grosholz, E.D.; Ruiz, G.M. 1996. Predicting the impact of introduced marine species: lessons from the multiple invasions of the European green crab *Carcinus maenas*. Biol. Conserv. 78:59–66.

Hines, A.H.; Ruiz, G.M.; Chapman, J.; Hansen, G.I.; Carlton, J.T.; Foster, N.; Feder, H.M. 2000. Biological invasions of cold-water coastal ecosystems: ballast-mediated introductions in Port Valdez/Prince William Sound, Alaska [en ligne]. Final Project Report 15 March 2000. Regional Citizens' Advisory Council of Prince William Sound, Valdez, AK. 12 p. http://www.pwsrcac.org

Howarth, R.S. 1981. Presence and implication of foreign organisms in ship ballast waters discharged into the Great Lakes. Vol. 1(1–97) and Vol. 2. Report to Environmental Protection Service, Environment Canada, Ottawa.

[IMO] International Maritime Organisation. 1993. Guidelines for preventing the introduction of unwanted aquatic organisms and pathogens from ships' ballast water and sediment discharges: Resolution A774(18). IMO Doc. A181, Res 774, IMO, London, UK.

[IMO] International Maritime Organisation. 1997. Guidelines for the control and management of ships' ballast water to minimize the transfer of harmful aquatic organisms and pathogens: Resolution A868(20) [en ligne]. http:// globallast.imo.org/resolution.htm

Jamieson, G.S. 2000. European green crab, *Carcinus maenas*, introductions in North America: differences between the Atlantic and Pacific experiences. Pages 307–316 *in* Proceedings of the 10th International Aquatic Nuisance Species and Zebra Mussel Conference, 13–17 February 2000, Toronto, ON. The Professional Edge, Pembroke, ON. 353 p.

Johnson, C.W. 1921. *Crepidula fornicata* in the British Isles. Nautilus 35:62–64.

Kew, H.W. 1893. The dispersal of shells: an enquiry into the means of dispersal possessed by fresh-water and land mollusca. Kegan Paul, Trench, Trench Trubner and Co., London, UK.

Leach, J.H. 1995. Non-indigenous species in the Great Lakes: were colonization and damage to ecosystem health predictable? J. Aquat. Ecosyst. Health 4:117–128.

Leppäkoski, E.J. 1991. Introduced species — resource or threat in brackish-water seas? Examples from the Baltic and the Black Sea. Mar. Pollut. Bull. 23: 219–223.

Levings, C.D.; Piercey, G.E.; Galbraith, M.; Jamieson, G.S. 1998. Analyses of invertebrate fauna in ballast water collected in ships arriving at British Columbia ports, especially those from the western North Pacific. Pages 111–124 *in* Proceedings of the Eighth International Zebra Mussel and Aquatic Nuisance Species Conference, 15-19 March 1998, Sacramento, CA. The Professional Edge, Pembroke, ON. 346 p.

Locke, A. 2000. Marine bioinvasions via ballast water: what can we learn from the Great Lakes experience? Pages 297–303 *in* Proceedings of the 10th International Aquatic Nuisance Species and Zebra Mussel Conference, 13–17 February 2000, Toronto, ON. The Professional Edge, Pembroke, ON. 353 p.

Locke, A.; Reid, D.M.; Sprules, W.G.; Carlton, J.T.; van Leeuwen, H.C. 1991. Effectiveness of mid-ocean exchange in controlling freshwater and coastal zooplankton in ballast water. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1822.

Locke, A.; Reid, D.M.; van Leeuwen, H.C.; Sprules, W.G.; Carlton, J.T. 1993. Ballast water exchange as a means of controlling dispersal of freshwater organisms by ships. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 2086–2093.

Mills, E.L.; Leach, J.H.; Carlton, J.T.; Secor, C.L. 1993. Exotic species in the Great Lakes: a history of biotic crises and anthropogenic introductions. J. Great Lakes Res. 19:1–54.

[PNUE] Programme des Nations Unies pour l'environnement. 1992. Convention sur la diversité biologique. [En ligne] http://www.biodiv.org/convention/articles.asp.

Reeves, E. 2000. Exotic politics: an analysis of the law and politics of exotic invasions of the Great Lakes. Toledo J. Great Lakes' Law Sci. Policy 2(2):125–206.

Ribera, M.A.; Boudouresque, C.-F. 1995. Introduced marine plants, with special reference to macroalgae: mechanisms and impact. Prog. Phycol. Res. 11: 217–268.

Sinclair, R.M. 1964. Clam pests in Tennessee water supplies. J. Am. Water Works Assoc. 56: 592–599.

Smith, T.E.; Kerr, S.R. 1992. Introductions of species transported in ships' ballast waters: the risk to Canada's marine resources. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1867: 16 p.

Subba Rao, D.V.; Sprules, W.G.; Locke, A.; Carlton, J.T. 1994. Exotic phytoplankton from ships' ballast waters: risk of potential spread to mariculture sites on Canada's east coast. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 937:51.

Transport Canada. 1989. Voluntary guidelines for the control of ballast water discharges from ships proceeding to the St. Lawrence River and Great Lakes. Marine Safety Directorate, Ottawa, ON.

Transport Canada. 1996. Examination of aquatic nuisance species introductions to the Great Lakes through commercial shipping ballast water and assessment of control options. Phase I and Phase II final report. ASI Project E9225/E9285. Transport Canada, Ottawa, ON.

Transports Canada 2000. Lignes directrices visant le contrôle des rejets des eaux de lest des navires dans les eaux de compétence canadienne [en ligne]. Direction de la sécurité maritime, Ottawa (Ont.). http://www.tc.gc.ca/SecuriteMaritime/TP/Tp13617/Tp13617f.htm

[UNEP] 2000. Progress report on the implementation of the programmes of work on the biological diversity of inland water ecosystems, marine and coastal biological diversity, and forest biological diversity. Convention on Biological Diversity. Conference of the parties to the Convention on Biological Diversity, fifth meeting. [En ligne] http://www.biodiv.org/doc/meetings/cop/cop-05/information/cop-05-inf-09-en.pdf

Wiley, C.J.; Claudi, R. 1999. The role of ships as vector of introduction for nonindigenous freshwater organisms, with focus on the Great Lakes. Pages 203–213 *in* R. Claudi and J.H. Leach, eds. Non-indigenous freshwater organisms, vectors, biology and impacts. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

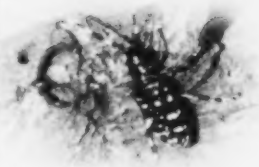
Annexe

Options permettant de réduire le plus possible le risque d'introduction d'organismes exotiques dans de nouveaux écosystèmes par l'entremise de l'eau de lest

Approche	Commentaires
Vidanger l'eau de lest en pleine mer, en eau profonde (≥ 2 000 m de profondeur) où vivent peu d'organismes, lesquels ont peu de chance de survivre en cas de transfert dans des milieux côtiers ou dulcicoles.	Cette option est considérée comme l'option pratique la plus efficace pour réduire le risque de transfert d'organismes indésirables. Les critères de sécurité des navires et de leur équipage peuvent entraver les opérations.
Prélever uniquement de l'eau de lest non contaminée en prenant diverses précautions (p. ex. éviter les zones d'eau peu profondes, les zones de dragage et les zones où sévissent des épidémies ou des proliférations d'algues).	Le choix du site peut être inexistant au moment du prélèvement de l'eau de lest.
Confirmer au moyen d'analyses en laboratoire que l'eau de lest est exempte d'organismes aquatiques ou d'agents pathogènes considérés comme nocifs par l'État récepteur.	Cette approche est jugée inefficace.
Ne pas rejeter d'eau de lest.	Cette stratégie ne constitue pas une option pour de nombreux navires (p. ex. les vraquiers et les navires-citernes).
Miser sur les écarts importants de température et de salinité entre les sites de prélèvement et de rejet de l'eau de lest. En pareil cas, la survie des organismes aquatiques est improbable.	De plus amples recherches sur le sujet s'imposent, et l'efficacité éventuelle d'une telle mesure varie selon l'endroit.
Garder l'eau de lest dans les ballasts pendant plus de 100 jours. La plupart des organismes ne peuvent survivre pendant des périodes prolongées sans lumière et en présence des fortes concentrations de fer que contient l'eau de lest.	Nombre de vraquiers et de navires-citernes ne sont pas en mesure de conserver leur eau de lest pendant 3 mois.
Éliminer les sédiments, lesquels contiennent de nombreux organismes, entre autres nettoyer périodiquement toutes les structures qui les retiennent (p. ex. les câbles d'ancrage).	Tous les navires ne sont pas conçus pour réduire la rétention des sédiments.
Rejeter l'eau de lest dans des installations spécialement prévues à cet effet.	Cette mesure pourrait se révéler efficace, mais elle exige l'accès à de telles installations.
Filtrer l'eau de lest lors de son pompage dans les ballasts afin d'éliminer les grosses particules (p. ex. les petites algues marines).	Les résidus seraient rejetés dans le site de lestage. Le coût des installations de filtration des micro-organismes seraient élevés.
Irradier à l'ultraviolet l'eau de lest.	Les effets de ce traitement varient selon les organismes considérés, certains étant résistants aux ultraviolets. Pourrait être efficace s'il est fait conjointement avec la filtration. Il ne comporte aucun effet toxique et n'endommage ni les conduites, ni les pompes, ni les revêtements.
Chauffer l'eau de lest. L'exposition de l'eau de lest à une température de 40 °C pendant 8 minutes peut éliminer tous les organismes aquatiques. Il a été démontré que la moule zébrée ne résiste pas à une exposition de 2 à 6 heures à des températures de 36 à 38 °C.	Option potentiellement intéressante. Son utilisation exige l'accès à une source de chaleur permettant de traiter l'eau de lest pendant son transport. Le stress thermique doit être étudié.

Source : Resolution A.868(20) – Ballast water guidelines/Disinfection of ballast water. A review of potential options (IMO, 1997).

Mesures phytosanitaires : prévenir l'introduction et la propagation d'organismes exotiques nuisibles aux plantes



Marcel Dawson

Dans bien des pays, y compris le Canada, on signale les organismes exotiques envahissants comme étant la cause de dommages importants aux secteurs de l'agriculture et des forêts et à l'environnement. Des mesures internationales visant à réduire la dissémination de tous les organismes envahissants et les dommages qui en résultent sont mises en place en vertu de la Convention sur la diversité biologique, dont le Canada est partie. Les organismes nuisibles justiciables de quarantaine sont des agents exotiques capables de causer des dommages économiques aux plantes cultivées ou aux arbres. Ces organismes qui sont classés soit comme absents, soit comme présents mais à distribution restreinte au Canada, font l'objet de lutte par l'application d'une réglementation particulière visant à empêcher leur dissémination artificielle par les humains (FAO, 1999). Entrent dans cette catégorie les insectes, champignons, bactéries, nématodes, virus et plantes nuisibles; jusqu'à présent, il n'y a pas eu de mesures phytosanitaires imposées aux plantes nuisibles.

Impact des organismes nuisibles aux plantes justiciables de quarantaine sur les ressources terrestres du Canada

Chaque année, le territoire agricole et forestier du Canada produit pour 86 milliards $ de produits végétaux (produits forestiers, 71 milliards $; produits agricoles, 15 milliards $), qui sont l'assise d'industries procurant quelque 762 000 emplois. Dans les années passées, de nombreux organismes nuisibles aux plantes et justiciables de quarantaine sont entrés et se sont établis au Canada, entraînant des effets dévastateurs sur la production agricole (annexe 1) et les arbres (annexe 2). Les dommages résultant de l'introduction d'organismes justiciables de quarantaine par le passé sont estimés présentement à 7,3 milliards $ par année (tableau 1). On trouvera ci-dessous des exemples d'impact d'organismes justiciables de quarantaine en regard des activités ou des secteurs touchés : agriculture, foresterie, environnement et commerce.

Agriculture

Un grand nombre d'organismes nuisibles aux plantes cultivées ont été introduits au cours du dernier siècle, causant des dommages catastrophiques à une large variété d'espèces cultivées. Parmi les exemples les plus frappants, mentionnons le nématode doré (*Globodera rostochiensis* (Wollenweber) Behrens), la tordeuse orientale du pêcher (*Grapholita molesta* (Busck)), le champignon responsable de la carie naine du blé (*Tilletia controversa* Kühn) et le nématode à kystes du soja (*Heterodera glycines* Ichinohe). Le nématode doré est un ennemi redoutable de la pomme de terre dans les régions tempérées froides; il s'attaque aux racines des plants de pomme de terre, faisant jaunir et flétrir le feuillage, qui finit par tomber. La tordeuse orientale du pêcher est l'un des principaux organismes nuisibles des pêchers, des abricotiers et des nectariniers; elle se nourrit des nouvelles pousses et des fruits. La carie naine du blé affecte les grains du blé et de certaines autres graminées. Le nématode à kystes du soja attaque les racines des fèves de soja, causant une atrophie et une décoloration du feuillage. Les dommages imputables à ces organismes entraînent une diminution de la récolte et des pertes économiques.

Le virus de la sharka (*Potyvirus* : *Potyviridae*), qui peut causer de graves dommages aux fruits à noyau (prunes, pêches, nectarines et amandes), a été détecté au Canada pour la première fois en 2000 et fait présentement l'objet de mesures phytosanitaires par l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA). Parmi les mesures phytosanitaires utilisées contre le virus de la sharka, mentionnons l'établissement d'une zone de quarantaine dans les régions infestées de l'Ontario et de la Nouvelle-Écosse, assorti de restrictions des mouvements intérieurs appliquées aux arbres du genre *Prunus* qui sont vulnérables au virus. La même année (2000), on a aussi découvert les premiers cas de gale verruqueuse de la pomme de terre, une maladie grave causée par un champignon, *Synchytrium endobioticum* (Schilb.) Perc., à l'Île-du-Prince-Édouard; cette province est un important producteur de pommes de terre (Watler, 2000). À cause de la situation, les États-Unis ont imposé des restrictions commerciales et il y a eu de nombreuses demandes d'indemnisation des producteurs à la suite des pertes subies sur le marché.

Foresterie

Les forêts de l'Amérique du Nord sont particulièrement vulnérables aux infestations d'insectes et aux maladies issues des régions tempérées de l'Asie, de l'Europe et de l'Amérique du Sud. Souvent, ces organismes

Tableau 1. Pertes estimatives[a] dans les secteur de l'agriculture et des forêts dues à des organismes exotiques nuisibles aux plantes

Catégorie d'organisme exotique	Ressource	Production totale (milliards $)	Pertes dues aux organismes exotiques (milliards $)			% de la valeur des cultures touchée[b]
			Dommages	Lutte et traitements	Total	
Plantes nuisibles	Cultures	15,0	1,3	0,30	1,60	8,6
	Pâturages	1,0	0,1	0,50	0,60	9,0
Insectes	Cultures	15,0	0,8	0,05	0,85	5,2
	Forêts	71,1	1,9	ND	1,90	2,7
Agents pathogènes	Cultures	15,0	1,1	0,05	1,15	7,8
de plantes	Forêts	71,1	1,2	ND	1,20	2,7
Total			**6,4**	**0,90**	**7,30**	

[a] On a calculé les pertes subies par le Canada à partir d'estimations faites aux États-Unis par Pimentel *et al.*, 1999, en substituant les valeurs canadiennes correspondant aux ressources végétales.

[b] Calcul du pourcentage : valeur des pertes de productions végétales dues aux dommages causés par des organismes exotiques, divisée par la valeur de la production totale, multipliée par 100.

ND = non déterminé.

exotiques ont peu d'ennemis naturels dans leur nouvel habitat (voir Hendrickson, dans le présent ouvrage, p. 59). Parmi les derniers organismes envahissants découverts, citons le grand hylésine des pins (*Tomicus piniperda* (L.)) et le longicorne brun de l'épinette (*Tetropium fuscum* (Fabricius)). Le grand hylésine des pins a été détecté pour la première fois en Ontario en 1993 et, depuis lors, il s'est disséminé dans toute la partie sud de l'Ontario et du Québec. Le longicorne brun de l'épinette a été introduit dans la ville de Halifax (N.-É.) au début des années 1990, mais il n'a été identifié comme responsable de la mortalité des épinettes qu'en 2000. Cet insecte fait l'objet des mesures phytosanitaires suivantes par l'ACIA : établissement d'une zone de quarantaine dans les secteurs infestés de Halifax, enlèvement des arbres touchés à l'intérieur de la zone et restrictions des mouvements des arbres hôtes, vivants ou en billes, et de tout bois infesté en dehors de la zone.

Environnement

La désignation d'un organisme justiciable de quarantaine s'applique uniquement aux organismes envahissants pouvant endommager les plantes cultivées ou les forêts. Bien que certaines espèces visées par des mesures phytosanitaires nuisent aussi aux plantes indigènes ou prennent leur place, le programme de protection des végétaux n'est pas ciblé sur les incidences environnementales. En l'absence de restrictions phytosanitaires, un certain nombre de plantes nuisibles qui ont un impact sur l'environnement ont été introduites au Canada, notamment la salicaire (*Lythrum salicaria* L.), l'hydrocharide grenouillette (*Hydrocharis morsus-ranae* L.), le genêt à balais (*Cytisus scoparius* (L.) Link) et l'ajonc d'Europe (*Ulex europaeus* L.). La salicaire menace les écosystèmes de milieux humides naturels, en particulier au Québec, en Ontario et au Manitoba; l'hydrocharide grenouillette obstrue des lacs et des rivières dans l'Est du Canada. Quant au genêt à balais et à l'ajonc d'Europe, ils entravent la régénération des essences commerciales d'arbres comme le douglas vert (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco var. *menziesii*) et empiètent sur les peuplements de chêne de Garry (*Quercus garryana* Dougl.), qui est en danger de disparition, en Colombie-Britannique. Pour plus de détails concernant ces plantes, voir Haber dans le présent ouvrage, p. 43).

Les grandes questions et initiatives environnementales découlant de l'introduction de ces organismes exotiques envahissants font l'objet de discussions à l'échelle internationale en vertu de la Convention sur la diversité biologique. Les initiatives de lutte contre les organismes justiciables de quarantaine qui ravagent les plantes cultivées et les forêts forment un sous-ensemble important des grandes interventions internationales en environnement qui visent à prévenir la dissémination des organismes exotiques envahissants.

Commerce d'exportation

L'introduction et la dissémination d'organismes nuisibles justiciables de quarantaine peuvent causer la perte de marchés d'exportation et la hausse des coûts

liés à l'exportation de plantes et de produits végétaux canadiens. Actuellement, le Canada exporte vers plus de 180 pays des produits agricoles et forestiers pour une valeur de 50 milliards $ chaque année. Une proportion équivalant à environ 23,6 milliards $ de ces produits végétaux doit faire l'objet d'une inspection, de tests et d'une certification par l'ACIA, pour s'assurer qu'ils sont exempts d'organismes nuisibles aux plantes désignés par les pays d'importation comme étant dangereux et envahissants. Ces activités incombent à l'ACIA, aux termes de la *Loi sur la protection des végétaux* en conformité avec la Convention internationale pour la protection des végétaux de 1952 (Nations Unies) et l'Accord de 1994 sur l'application des mesures sanitaires et phytosanitaires de l'Organisation mondiale du commerce (OMC).

Lorsque de nouveaux organismes nuisibles aux plantes, et envahissants, sont introduits au Canada, les pays importateurs peuvent chercher à protéger leurs ressources agricoles et forestières, leur commerce d'exportation et leur environnement en imposant des restrictions sur l'importation de plantes ou de produits végétaux du Canada. Ces restrictions peuvent aller de l'interdiction d'importer jusqu'à des programmes coûteux de tests et de certification. Comme le Canada est un grand exportateur de produits agricoles et forestiers, il est toujours vulnérable aux restrictions sur le commerce d'exportation qui résulteraient de ces introductions.

Dans son rapport de 1999 intitulé *Safeguarding American Plant Resources* (USDA, 1999), le National Plant Board des États-Unis formule des craintes concernant les nombreux cas documentés d'introduction d'organismes dangereux provenant du Canada et recommande le renforcement des restrictions sur l'importation à l'endroit du Canada. Étant donné que nous exportons environ 80 % de nos produits agricoles et forestiers vers les États-Unis, il pourrait y avoir de graves répercussions commerciales pour le Canada à l'avenir, à moins que l'on ne prenne des mesures pour atténuer les préoccupations des Américains.

Programmes de protection des végétaux du Canada

Au Canada, la législation fédérale relative aux mesures phytosanitaires remonte à plus de cent ans avec la promulgation de la *San Jose Scale Act* (loi sur la cochenille de San Jose) en 1898. Cette loi fut suivie par une législation et des régimes d'inspection plus complets au cours du siècle dernier. La *Loi sur la protection des végétaux* en vigueur présentement a été adoptée en 1990. Les activités de protection des plantes sont gérées par l'ACIA aux termes de cette dernière loi fédérale, en conformité avec les obligations internationales du Canada en vertu de la Convention internationale pour la protection des végétaux de l'ONU et de l'Accord sur les mesures sanitaires et phytosanitaires de l'OMC.

Le Canada pilote trois programmes de protection des végétaux, chacun étant axé précisément sur le commerce d'importation, le commerce national et le commerce d'exportation. Les objectifs de ces programmes sont de réduire les risques d'introduction d'organismes nuisibles justiciables de quarantaine au Canada, d'éradiquer dans la mesure du possible les organismes justiciables de quarantaine récemment introduits au pays, de limiter la dissémination de ces organismes introduits au Canada et de faciliter l'exportation de plantes et de produits végétaux canadiens en certifiant qu'ils satisfont aux exigences des pays importateurs relativement aux mesures phytosanitaires. Deux ministères fédéraux fournissent un soutien technique pour le programme : Ressources naturelles Canada et Agriculture et Agroalimentaire Canada. Le ministère des Affaires étrangères et du Commerce international fournit également un appui à l'ACIA dans la négociation d'accords commerciaux avec des pays étrangers pour faciliter l'exportation de matériel végétal du Canada. Les gouvernements provinciaux appuient les activités éducatives destinées aux agriculteurs et au grand public, qui sont nécessaires à l'application efficace de la réglementation en matière de mesures phytosanitaires.

Programme relatif à l'importation

Le programme de protection des végétaux d'importation vise les objectifs suivants : déterminer les voies potentielles d'introduction d'organismes nuisibles au Canada; identifier au moyen d'évaluations des risques les organismes nuisibles aux plantes qui pourraient être dangereux et envahissants; élaborer des systèmes d'alerte rapide, de détection et d'inspection en vue de réduire les risques d'introduction de ces organismes au Canada; exercer une surveillance des produits végétaux importés pour s'assurer de leur conformité avec les exigences canadiennes en matière d'importation en soumettant ces produits à des inspections et à des tests; refuser l'entrée des matières végétales infestées ou les éliminer en toute sécurité. Le Canada importe chaque année des produits agricoles et forestiers pour une valeur de huit milliards $; ces produits font l'objet d'une surveillance par l'ACIA, de concert avec l'Agence des douanes et du revenu, en vue de détecter la présence d'organismes nuisibles envahissants.

L'élaboration et la mise en application de restrictions sur l'importation se compliquent en raison de quatre facteurs : le nombre éventuel (des centaines) d'organismes nuisibles aux plantes qui sont dangereux et envahissants; la diversité de ces organismes (insectes, champignons, bactéries, nématodes, virus); le grand nombre de voies d'entrée potentielles au Canada (par voie de terre et par la voie des airs et de l'eau) et de

l'insuffisance des méthodes de détection et de l'expertise scientifique. Il existe actuellement 227 insectes, champignons, bactéries, nématodes et virus réglementés qui sont justiciables de quarantaine et pour lesquels des marchandises diverses sont soumises à des restrictions à l'importation. Leur liste est fondée sur les évaluations de risques liés aux organismes nuisibles menées par l'Unité d'évaluation des risques phytosanitaires de l'ACIA; ces évaluations déterminent les organismes nuisibles qui pourraient s'établir au Canada et causer des pertes dans la production agricole et forestière. Le nombre d'organismes nuisibles justiciables de quarantaine ne cesse d'augmenter au fil des évaluations de risques phytosanitaires.

Programme intérieur

Le but du programme intérieur de protection des végétaux est l'éradication ou la répression des organismes nuisibles et justiciables de quarantaine qui se sont établis récemment dans un secteur limité du pays. Le Canada réglemente actuellement 87 organismes nuisibles aux plantes justiciables de quarantaine au pays. Des enquêtes de délimitation sont effectuées pour déterminer l'aire occupée par ces organismes. Des régions réglementées sont ensuite établies d'après la répartition et la mobilité de l'espèce en cause. Pour assurer une surveillance des mouvements des marchandises potentiellement infestées (réglementées) du pays en l'absence de frontières, il faut élaborer un programme de sensibilisation en partenariat avec les gouvernements provinciaux et l'industrie. De plus, tous les citoyens doivent coopérer pour s'assurer que le matériel végétal réglementé est assujetti à des inspections et à des tests appropriés par l'ACIA avant sa sortie d'une région réglementée. L'ACIA mène des enquêtes de détection des organismes nuisibles en vue de déceler l'introduction de nouvelles espèces. Elle est également responsable de la publication de divers règlements, directives stratégiques et fiches signalétiques sur les exigences actuelles et nouvelles relatives aux déplacements à l'intérieur de nos frontières, et de la communication de cette information aux industries touchées ainsi qu'au public.

Programme relatif à l'exportation

Le programme de protection des végétaux d'exportation chapeaute les activités d'inspection et de certification de plantes et de produits végétaux canadiens destinés aux marchés d'exportation et la négociation des exigences de certification à l'entrée de ces produits auprès des pays étrangers. De plus, les autorités phytosanitaires canadiennes participent à l'élaboration de normes phytosanitaires régionales (Organisation nord-américaine pour la protection des plantes) et internationales (Convention internationale pour la protection des végétaux). Elles fournissent également une expertise technique dans la résolution de différends commerciaux liés à l'Accord sur les mesures sanitaires et phytosanitaires de l'OMC mettant en cause des organismes nuisibles aux plantes qui sont justiciables de quarantaine. Actuellement, la valeur des produits agricoles et forestiers dirigés vers plus de 180 pays et faisant l'objet d'une certification en vertu du programme relatif à l'exportation s'élève à 23,6 milliards $.

Commerce international, nouvelles technologies et incidence accrue des organismes nuisibles exotiques

Au cours des dernières années, le taux d'interception d'organismes exotiques nuisibles aux plantes a augmenté considérablement. Depuis janvier 1999, plus de 50 organismes nuisibles aux plantes et justiciables de quarantaine provenant de 26 pays ont été interceptés aux points d'entrée du Canada (Lam, 1999), ce qui démontre l'urgence des mesures de prévention. En 2000, quatre nouveaux organismes nuisibles aux plantes qui sont justiciables de quarantaine ont été découverts au Canada : le longicorne brun de l'épinette, qui s'attaque aux épinettes (*Picea* spp.), le virus de la sharka, qui touche les fruits de *Prunus* spp., la rouille blanche du chrysanthème (causée par le champignon *Puccinia horiana* (P. Henn.), ravageur des chrysanthèmes, et le virus de la mosaïque du pépino (*Potexvirus*), qui s'attaque aux tomates. L'ACIA s'emploie actuellement à éradiquer ces organismes nuisibles récemment introduits au Canada. Elle a identifié un certain nombre d'organismes nuisibles à haut risque et imposé des restrictions à l'importation afin de réduire les possibilités d'entrée de ces organismes au Canada. En outre, des programmes de surveillance et d'étude sont en place afin de détecter et d'éradiquer ces organismes advenant leur apparition à des points d'entrée ou à l'intérieur des frontières du Canada.

Les organismes nuisibles fortement susceptibles de causer des dommages aux plantes cultivées (Watler, 2000) comprennent les suivants :

- champignon de la rouille noire du blé (*Puccinia graminis* Pers.: Pers.)
- champignon de la rouille blanche du chrysanthème (*Puccinia horiana* P. Henn.)
- champignon de la rouille couronnée de l'avoine (*Puccinia coronata* Corda)
- nématode doré (*Globodera rostochiensis* (Wollenweber) Behrens)
- virus de la marbrure (*Closterovirus*)

- carie indienne (*Tilletia indica* (Mitra) Mundkur)
- trogoderme des grains (*Trogoderma granarium* Everts)
- virus de la petite cerise (*Closterovirus*)
- virus de la sharka (*Potyvirus : Potyviridae*)
- gale verruqueuse de la pomme de terre (*Synchytrium endobioticum* (Schilb.) Perc.)
- nématode à kystes du soja (*Heterodera glycines* Ichinohe).

Les organismes nuisibles à haut risque pour les arbres des forêts (Krcmar-Nozic *et al.*, 2000; Watler, 2000) comprennent les suivants :

- longicorne étoilé de Chine (*Anoplophora glabripennis* (Motchulsky))
- chancre bactérien du peuplier (*Xanthomonas populi* (Ridé) Ridé et Ridé)
- longicorne brun de l'épinette (*Tetropium fuscum* (Fabricius))
- spongieuse, race asiatique (*Lymantria dispar* (L.))
- longicorne japonais du cèdre (*Callidiellum rufipenne* (Motchulsky))
- nonne (*Lymantria monacha* (L.))
- champignon de la flétrissure du chêne (*Ceratocystis fagacearum* (Bretz) Hunt)
- *Dendrolimus superans* (Butler)
- sirex européen du pin (*Sirex noctilio* Fabricius)
- champignon de la mort subite du chêne (*Phytophthora* spp.).

Le nombre croissant d'organismes nuisibles exotiques détectés aux points d'entrée au Canada est dû à l'intensification du commerce d'importation à partir de bon nombre de pays à haut risque, à la modernisation des moyens de transport et au resserrement de l'inspection des emballages de bois depuis 1998. Entre 1995 et 1999, la valeur des produits végétaux importés au Canada est passée de 11,7 milliards $ à 15,3 milliards $ par année — soit une augmentation de 30 %. Durant la même période, le nombre de pays exportant des produits végétaux au Canada a augmenté de 15 %, passant de 161 à 186. Le nombre de pays situés dans des régions à risque élevé avec un climat tempéré comparable à celui du Canada, comme l'Asie et les pays du littoral du Pacifique, a connu une forte hausse. Les marchandises importées sont maintenant transportées plus rapidement, en général dans des conteneurs qui sont ouverts au point d'arrivée terrestre, près des terres cultivées et des forêts. Ces conteneurs utilisent souvent du matériel d'emballage de qualité médiocre fait de bois infesté d'organismes nuisibles comme support des diverses marchandises en vrac, par exemple, des câbles d'acier, des machines et du granit.

Malgré le risque croissant d'introduction au Canada d'organismes envahissants nuisibles aux plantes durant les dernières années, les ressources investies dans l'inspection, la détection et l'identification, les enquêtes, les évaluations de risques, la recherche et les traitements n'ont pas augmenté au même rythme. À titre d'exemple, le commerce d'importation utilisant des conteneurs de transport à haut risque est si intense (plus d'un million de cargaisons importées de l'extérieur du continent en 1999) que le Canada ne peut inspecter que 1 à 2 % des cargaisons arrivées. Cette capacité est insuffisante pour détecter et évaluer les nouveaux organismes nuisibles envahissants qui entrent par cette voie. Il n'y a pas suffisamment de taxonomistes au Canada pour qu'on puisse détecter et identifier les organismes potentiellement dangereux et pour mener des recherches liées à la réglementation et à la maîtrise de ces organismes.

À l'avenir, la priorité doit être donnée à des mesures proactives mettant l'accent sur l'exclusion des organismes nuisibles avant leur entrée au Canada, c'est-à-dire les enquêtes à l'étranger, les systèmes de prévision et d'alerte phytosanitaire, la surveillance accrue des marchandises à haut risque aux points d'entrée du Canada, de meilleures méthodes de détection et d'analyse des organismes nuisibles et des enquêtes plus poussées sur les organismes nuisibles aux plantes qui sont justiciables de quarantaine.

Les activités suivant l'entrée au Canada, comme l'éradication et la lutte, sont coûteuses et moins efficaces que les mesures préalables à l'entrée au pays, visant à prévenir l'introduction des organismes nuisibles. Cependant, l'efficacité de ces activités peut être renforcée par l'élaboration de plans d'urgence visant certains organismes nuisibles avant même leur introduction au pays. Par ailleurs, la création d'un mécanisme canadien de financement des activités d'éradication des nouveaux organismes nuisibles permettrait d'intervenir rapidement, immédiatement après l'introduction de ces organismes, ce qui augmenterait l'efficacité des mesures d'éradication et réduirait davantage le coût de ces activités.

Références

[ACIA] Agence canadienne d'inspection des aliments. 1996–1999. Surveillance des phytoravageurs — Rapports annuels (en ligne). Ottawa (Ont.). http://www.inspection.gc.ca/francais/ppc/science/pps/situf.shtml

[ACIA] Agence canadienne d'inspection des aliments. 1998. Bilan concernant les ravageurs et les maladies visés par la quarantaine des plantes au Canada (en ligne). Ottawa

(Ont.). http://www.inspection.gc.ca/francais/ppc/science/pps/sit98f.shtml

[ACIA] Agence canadienne d'inspection des aliments. 1999. Évaluation des risques phytosanitaires (en ligne). Ottawa (Ont.). http://www.inspection.gc.ca/francais/ppc/science/phra/phra_f.shtml

Allen, E.A. 1998. Interceptions d'insectes exotiques dans le bois d'arrimage et d'emballage. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Pacifique, Victoria (C.-B.).

Allen, E.A.; Humble, L.M.; Humphreys, N.; Duncan, R.W.; Bell, J.D.; Gill, B. 1999. Les importations de blocs de granite et de câbles d'acier menacent-elles les forêts canadiennes? Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Pacifique, Victoria (C.-B.) / Agence canadienne d'inspection des aliments, Ottawa (Ont.). Affiche.

[FAO] Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. 1999. Glossaire des termes phytosanitaires. Secrétariat de la Convention internationale pour la protection des végétaux, Rome. Normes internationales pour les mesures phytosanitaires, publ. nº 5.

Hall, J.P.; Moody, B. 1994. Deforestation provoquée par les insectes 1982–1987. Relevé des insectes et des maladies des arbres. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Ottawa (Ont.). Rapport d'information ST-X-8F.

Hewitt, G. 1912. The control of insects in Canada. Department of Agriculture, Division of Entomoloy, Ottawa, ON. Bulletin no. 4.

Hubbes, M. 1999. The American elm and Dutch elm disease. For. Chron. 75(2):265–273.

Kahn, R.P. 1989. Plant protection and quarantine. Vol. I, Biological concepts. CRC Press, Boca Raton, FL.

Kim, K.C. 1983. How to detect and combat exotic pests. Pages 262–319 *in* C.L. Wilson and C.L. Graham, eds. Exotic plant pests and North American agriculture. Academic Press, New York, NY.

Krcmar-Nozic, E; Wilson, B.; Arthur, L. 2000. L'impact potentiel des ravageurs forestiers exotiques en Amérique du Nord : synthèse de la recherche (imprimé et en ligne). Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Pacifique, Victoria (C.-B.). Rapport d'information BC-X-387F. http://librairie.scf.rncan.gc.ca/f_default.htm.

Lam, A. 1999. Évaluation des interceptions de ravageurs provenant de matériaux d'emballage en bois brut importés. Agence canadienne d'inspection des aliments, Ottawa (Ont.).

Mulligan, G.A. (dir.). 1979. The biology of Canadian weeds = La biologie des mauvaises herbes du Canada. Communications 1–32. Publication Agriculture Canada 1693. Ottawa (Ont.). 380 p.

Mulligan, G.A. (dir.). 1984. The biology of Canadian weeds = La biologie des mauvaises herbes du Canada. Communications 33–61 Publication Agriculture Canada 1765. Ottawa (Ont.). 415 p.

Pimentel, D.; Lach, L.; Zuniga, R.; Morrison, D. 1999. Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the United States [en ligne]. College of Agriculture and Life Sciences, Cornell University. http://www.news.cornell.edu/releases/Jan99/species_costs.html

Sailer, R.I. 1983. History of insect introductions. Pages 15–38 *in* C.L. Wilson and C.L. Graham, eds. Exotic plant pests and North American agriculture. Academic Press, New York, NY.

[USDA] United States Department of Agriculture. 1999. Safeguarding American plant resources: a stakeholder review of the APHIS-PPQ safeguarding system [en ligne]. USDA, Animal and Plant Health Inspection Service, Plant Protection and Quarantine. http://www.aphis.usda.gov/ppq/safeguarding

Watler, D. 2000. Some exotic organisms which have become invasive agricultural pests. Rapport inédit. Disponible auprès du Service d'évaluation des risques phytosanitaires, Agence canadienne d'inspection des aliments, Ottawa (Ont.) K1A 0Y9.

Williamson, M.; Fitter, A. 1996. The varying success of invaders. Ecology 77:1661–66.

Wilson, C.L. and C.L. Graham, eds. 1983. Exotic plant pests and North American agriculture. Academic Press, New York, NY.

Photo accompagnant le titre du chapitre : Longicorne étoilé de Chine. Photo de Kenneth R. Law, USDA, APHIS, Plant protection and Quarantine, Newburgh (NY)

Annexe 1

Importants organismes nuisibles aux plantes cultivées établis au Canada, par ordre chronologique d'introduction

Organisme nuisible	Année d'introduction	Hôtes principaux[a]
Folle avoine (*Avena fatua* L.)	1622	plantes de grande culture (mauv. herbe)
Chiendent (*Elytrigia repens* (L.) Desv. ex B.D. Jacks.)	1663	plantes de grande culture (mauv. herbe)
Mouche de Hesse (*Mayetiola destructor* (Say))	1816	blé et autres céréales
Plantain majeur (*Plantago major* L.)	1821	plantes de grande culture (mauv. herbe)
Sisymbre sagesse (*Descurainia sophia* (L.) Webb ex Prantl)	1821	champs cultivés (mauv. herbe)
Setaire glauque (*Setaria pumila* (Poir.) Roem. et Schult.)	1821	céréales et cultures fourragères (mauv. herbe)
Cécidomyie du blé (*Sitodiplosis mosellana* (Géhin))	1828	blé et autres céréales
Moutarde sauvage (*Sinapis arvensis* L.)	1829	céréales (mauv. herbe)
Épine-vinette commune (*Berberis vulgaris* L.)	1830 (?)	hôte intermédiaire de la rouille de la tige du blé
Mildiou de la pomme de terre (*Phytophthora infestans* (Mont.) de Bary)	1830 (?)	pomme de terre
Tabouret des champs (*Thlaspi arvense* (L.))	1860	plantes de grande culture (mauv. herbe)
Punaise des céréales (*Blissus leucopterus leucopterus* (Say))	1866	blé et autres céréales, graminées
Doryphore de la pomme de terre (*Leptinotarsa decemlineata* (Say))	1870	pomme de terre
Renouée liseron (*Polygonum convolvulus* L.)	1873	plantes de grande culture (mauv. herbe)
Lychnis blanc (*Silene pratensis* (Raf.) Godr. et Gren.)	1875	plantes de grande culture (mauv. herbe)
Crépis des toits (*Crepis tectorum* L.)	1877	cultures fourragères vivaces (mauv. herbe)
Crenson dravier (*Cardaria draba* (L.) Desv. sous-esp. *draba*)	1878	plantes de grande culture (mauv. herbe)
Carotte sauvage (*Daucus carota* L.)	1879 (?)	pâturages (mauv. herbe)
Liseron des champs (*Convolvulus arvensis* L.)	1879	plantes de grande culture (mauv. herbe)
Pyrale méditerranéenne de la farine (*Ephestia kuhniella* (Zeller))	1889	farine de céréales
Perceur des racines du trèfle (*Hylastinus obscurus* (Marsh.))	1891	trèfle
Centaurée maculée (*Centaurea maculosa* Lam.)	1893	pâturages (mauv. herbe)
Fausse teigne de la pomme (*Argyresthia conjugella* Zeller)	1896	pomme
Cochenille de San José (*Quadraspidiotus perniciosus* (Comstock))	1898	pomme
Puceron du pois (*Acyrthosiphon pisum* (Harris))	1899	luzerne, trèfle, pois
Gale verruqueuse de la pomme de terre (*Synchytrium endobioticum* (Schilb.) Perc.)	1909	pomme de terre
Pyrale du maïs (*Ostrinia nubilalis* (Hübner))	1920	maïs
Tordeuse orientale du pêcher (*Grapholita molesta* (Busck))	1925	arbres fruitiers et ornementaux
Flétrissure bactérienne (*Clavibacter michiganensis* sous-esp. *sepedonicus* (Spieckerman et Kotthoff) Davis et al.)	1930 (?)	pomme de terre
Rouille grillagée du poirier (*Gymnosporangium fuscum* Hedw.)	1932	poiriers et genévriers
Virus de la maladie de la petite cerise (*Closterovirus*)	1933	cerisiers
Centaurée diffuse (*Centaurea diffusa* Lam.)	1936	pâturages (mauv. herbe)
Scarabée japonais (*Popillia japonica* Newman)	1940	nombreux hôtes
Nématode de la pomme de terre (*Ditylenchus destructor* Thorne)	1945	pomme de terre
Carie naine du blé (*Tilletia controversa* Kühn)	1952	blé
Mouche grise des céréales (*Delia coarctata* (Fallén))	1954	blé et autres céréales
Hanneton européen (*Rhizotrogus majalis* (Razoumowsky))	1959	graminées

(à suivre)

Annexe 1 (suite et fin)

Organisme nuisible	Année d'introduction	Hôtes principaux
Sorgho d'Alep (*Sorghum halepense* (L.) Pers.)	1959	plantes de grande culture (mauv. herbe)
Nématode doré (*Globodera rostochiensis* (Wollenweber) Behrens)	1962	pomme de terre
Charançon de la luzerne (*Otiorhynchus ligustici* (L.))	1967	luzerne
Criocère des céréales (*Oulema melanopus* (L.))	1967	céréales, graminées
Mosaïque héréditaire du pois (*Potyvirus* : *Potyviridae*)	1968	pois
Anthracnose du haricot (*Colletotrichum lindemuthianum* (Sacc. et Magn.) Bri. et Cav.)	1976	féveroles
Nématode à kystes pâles (*Globodera pallida* (Stone) Behrens)	1977	pomme de terre
Flétrissure verticillienne de la luzerne (*Verticillium albo-atrum* Reinke et Berth.)	1977	luzerne
Moisissure bleue du tabac (*Peronospora tabacina* D.B. Adam)	1979	tabac
Charbon de l'épi du maïs (*Sphacelotheca reiliana* (Kühn) G.P. Clinton)	1979	maïs
Escargot petit gris (*Helix aspersa* Müller)	1979	nombreux hôtes
Hyponomeute des pommiers (*Yponomeuta malinellus* Zeller)	1981	pomme
Anthracnose du fraisier (*Colletotrichum acutatum* J.H. Simmonds)	1981	fraise
Virus des stries nécrotiques, souche calicot de la pomme de terre (*Tobravirus*)	1981 (?)	pomme de terre
Nématode à kystes du soja (*Heterodera glycines Ichinohe*)	1987	soja
Tordeuse de l'écorce du cerisier (*Enarmonia formosana* (Scopoli))	1989	arbres fruitiers
Virus de la mosaïque de l'arabette (*Nepovirus* : *Comoviridae*)	1990 (?)	vigne
Hyponomeute du prunier (*Yponomeuta padellus* L.)	1993	cerise
Virus de la sharka (*Potyvirus* : *Potyviridae*)	2000 (?)	fruits à noyau

[1]Le terme « hôte » est ici utilisé au sens large; les plantes agricoles et fourragères ne sont pas les principaux hôtes des mauvaises herbes figurant sur la liste des ravageurs. Les mauvaises herbes ne s'attaquent pas directement aux cultures, mais entrent en concurrence avec elles, ce qui réduit le rendement. Les mauvaises herbes peuvent aussi être les hôtes de maladies ou protéger les organismes nuisibles pour les plantes cultivées.

Sources : Allen, 1998; Allen et al., 1999; ACIA, 1996-1999, 1998, 1999; Hall et Moody, 1994; Hubbes, 1999; Krcmar-Nozic et al., 2000; Lam, 1999; Watler, 2000.

Annexe 2

Importants organismes nuisibles aux forêts établis au Canada, par ordre chronologique d'introduction

Organisme nuisible	Année d'introduction	Hôtes principaux
Tenthrède du mélèze (*Pristiphora erichsonii* (Htg.))	1882	mélèze
Maladie corticale du hêtre (*Nectria coccinea* var. *faginata* (Pers.: Fr.)) et cochenille du hêtre (*Cryptococcus fagisuga* Lind.)	1890	hêtre à grandes feuilles
Chancre cryptodiaportheen (*Cryptodiaporthe populea* (Sacc.) Butin = *Discosporium populeum* (Sacc.) B. Sutton)	avant 1900	peuplier

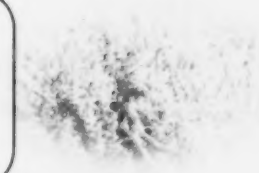
(à suivre)

Annexe 2 (suite et fin)

Organisme nuisible	Année d'introduction	Hôtes principaux
Cul-brun (*Euproctis chrysorrhoea* (L.))	1902	tous les feuillus
Brûlure du châtaignier (*Cryphonectria parasitica* (Murr.) Barr)	après 1904	châtaignier d'Amérique
Tenthrède européenne du peuplier (*Trichiocampus viminalis* Fall.)	1904	peuplier faux-tremble, peuplier à grandes dents, peuplier baumier
Porte-case du mélèze (*Coleophora laricella* (Hbn.))	1905	mélèze
Grande mineuse du bouleau (*Heterarthrus nemoratus* (Fall.))	1905	bouleau
Puceron lanigère du sapin (*Adelges piceae* (Ratz.))	1908	sapin baumier, sapin grandissime, sapin subalpin, sapin gracieux
Rouille vésiculeuse du pin (*Cronartium ribicola* J.C. Fisch)	1917	pin blanc, pin à blanche écorce, pin argenté
Arpenteuse tardive (*Operophtera brumata* (L.))	années 1920	chêne, érable, saule
Papillon satiné (*Leucoma salicis* (L.))	1920	peuplier
Diprion européen de l'épinette (*Gilpinia hercyniae* (Htg.))	1922	épinette
Spongieuse, race européenne (*Lymantria dispar* (L.))	1924	chêne, bouleau, mélèze, saule, tilleul d'Amérique, érable négondo
Brûlure du saule (*Venturia saliciperda* Nüesch)	v. 1925	saule
Perce-pousse européen du pin (*Rhyacionia buoliana* (Denis et Schiff.))	1925	pin rouge, pin de Banks, pin sylvestre
Tenthrède du sorbier (*Pristiphora geniculata* (Htg.))	1926	sorbier
Petite mineuse du bouleau (*Fenusa pusilla* (Lep.))	1929	bouleau
Diprion importé du pin (*Diprion similis* (Htg.))	1931	pin
Porte-case du bouleau (*Coleophora serratella* (L.))	1933	peuplier
Diprion du pin sylvestre (*Neodiprion sertifer* (Geoff.))	1939	pin rouge, pin sylvestre
Maladie hollandaise de l'orme (*Ophiostoma ulmi* (Buisman) Nannf.)	1944	orme
Galéruque de l'orme (*Pyrrhalta luteola* (Müll.))	1945	orme
Petit scolyte européen de l'orme (*Scolytus multistriatus* (Marsh.))	1946	orme
Tenthrède-mineuse de Thomson (*Profenusa thomsonii* (Konow))	1948	bouleau
Hyponomeute des pommiers (*Yponomeuta malinellus* Zeller)	1957	pommier
Pamphile introduit du pin (*Acantholyda erythrocephala* (L.))	1961	pin
Cécidomyie européenne du pin (*Contarinia baeri* (Prell))	1964	pin rouge, pin sylvestre
Tenthrède-mineuse du bouleau (*Messa nana* (Klug))	1967	bouleau
Chancre scléroderrien, race européenne (*Gremmeniella abietina* (Lagerb.) Morelet)	1978	pin
Chancre du mélèze d'Europe (*Lachnellula wilkommii* R. Hartig) Dennis)	1980	mélèze
Thrips du poirier (*Taeniothrips inconsequens* (Uzel))	1989	érable à sucre, érable rouge
Longicorne brun de l'épinette (*Tetropium fuscum* (Fabricius))	1990	pin, épinette, sapin
Chancre du noyer cendré (*Sirococcus clavignenti-juglandacearum*, Nair, Kostichka et Kuntz)	1991	noyer cendré
Grand hylésine des pins (*Tomicus piniperda* (L.))	1993	pin, épinette

Sources : Allen, 1998; Allen et al., 1999; ACIA, 1996–1999, 1998, 1999; Hall et Moody, 1994; Hubbes, 1999; Krcmar-Nozic et al., 2000; Lam, 1999; Watler, 2000.

Sensibilisation du milieu politique aux espèces exotiques envahissantes : leçons des interventions canadiennes contre la salicaire



Gerry Lee

En juin 1999, l'Organe subsidiaire chargé de fournir des avis scientifiques, techniques et technologiques (SBSTTA) à la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique a discuté et adopté un plan d'action pour élaborer des « principes directeurs pour la prévention de l'impact des espèces exotiques... ». Cette nouvelle initiative a fait ressortir la préoccupation constante de la collectivité mondiale au sujet des conséquences environnementales, sociales et économiques de la présence d'organismes non désirés, et a démontré que la coopération mondiale est de plus en plus considérée comme la clé des solutions futures. Cependant, pendant que les États ouvraient la voie à la coopération et aux tentatives, beaucoup de participants se demandaient ouvertement si les pays étaient suffisamment outillés pour entreprendre les divers projets. Les pays du tiers monde étaient préoccupés par leur manque de ressources et leur incapacité à réagir. Les États insulaires se sentaient particulièrement concernés à cause des ravages dus aux espèces exotiques qui se répercutent déjà sur leur vie et leurs moyens de subsistance. Les pays à grande surface terrestre comme le Canada et les États-Unis étaient également inquiets en raison de l'ampleur de la superficie de terrain qui était, ou pourrait être, touchée par les espèces exotiques nuisibles. Dans l'ensemble, pendant qu'elle rassemblait son courage pour progresser sur ce terrain nouveau, la collectivité mondiale se montrait préoccupée.

Souvent, la première étape dans la prévention des introductions d'espèces exotiques est de susciter une prise de conscience du problème à différents échelons. J'illustrerai ce processus à l'aide des leçons apprises tout au long d'un programme national d'une décennie, destiné à maîtriser et à gérer le problème de la salicaire au Canada (*Lythrum salicaria* (L.)). Un bon nombre de ces leçons s'appliquent à l'ensemble des questions de gestion de l'environnement et des organismes exotiques en général.

Historique

Divers observateurs et auteurs ont commencé à sonner l'alarme au sujet de la salicaire dans les années 1980, écrivant des articles sur les discussions qui préparaient les réunions portant sur la salicaire et les milieux humides. À part des poussées momentanées d'intérêt et de débats, peu ou pas de mesures ont été entreprises. En général, la population canadienne ne semblait nullement intéressée à ce sujet, en partie parce qu'elle en comprenait mal les conséquences possibles pour certains écosystèmes et certaines espèces précises. Les organismes ressources canadiens eux-mêmes n'étaient pas encore conscients de l'amplitude du problème et ne pouvaient donc pas en informer le public.

Avec la publication d'un article de synthèse sur la salicaire, *Spread, Impact and Control of Purple Loosestrife*, Lythrum salicaria, *in North American Wetlands* par le US Fish and Wildlife Service (Thompson *et al.*, 1987), le réveil a été brutal et les activités d'abord modestes sur cette espèce exotique envahissante ont fini par prendre une ampleur considérable. Grâce aux efforts de ces auteurs, on a pris conscience de l'étendue de l'invasion aux États-Unis, de la présence présumée de la plante dans les milieux humides au Canada, des différents attributs de la plante elle-même et de l'amplitude des répercussions que la plante était susceptible d'avoir sur les écosystèmes. S'appuyant sur ces informations, le Service canadien de la faune (SCF) d'Environnement Canada a mis en branle un sondage officieux à la grandeur du Canada pour savoir où la salicaire était présente et si elle causait des problèmes.

Durant l'hiver 1990-1991, les organismes de protection de la faune, ainsi que d'autres organismes ont fait parvenir leur rapports, lesquels donnaient, pour la première fois, une vue d'ensemble de l'aire de distribution géographique de la salicaire au Canada et de son impact. Les 10 provinces ont confirmé sa présence. La salicaire se retrouvait autant dans les marais d'eau douce que dans les marais d'eau salée et, selon l'avis de la majorité, elle causait, ou causerait, des problèmes importants. Moins d'une semaine après avoir été sollicitées par le SCF pour appuyer une campagne nationale contre cette espèce exotique, toutes les instances avaient accepté.

Simultanément, Canards illimités Canada (organisme non gouvernemental de conservation des terres humides) se préparait à lutter contre cette plante sur les terres dont il s'occupait. En 1991, il a mis sur pied avec le SCF un comité directeur national spécial de partenaires intéressés, parmi lesquels se trouvaient des groupes non gouvernementaux et sectoriels. Grâce aux fonds limités provenant de ces partenaires, ce consortium s'est mis d'accord (parfois à contrecœur) sur le style avec lequel devait être rédigée une brochure, et a

commencé le processus de sensibilisation du peuple canadien aux périls que cette plante représente pour les habitats naturels. La brochure *Une Belle Menace* parue en 1991, a immédiatement attiré l'attention des partisans comme des non-partisans. Les gros titres dramatisant les répercussions de cette plante sur les terres humides ont mis de nombreuses personnes mal à l'aise. Mais en rétrospective nous pouvons affirmer que « ça a marché! ». Les téléphones ont commencé à sonner, des entrevues ont été sollicitées et données, des projets scolaires et communautaires ont été lancés, une base de données sur la distribution et la densité des peuplements de salicaire a été créée et la recherche de solutions a été sinon subventionnée, du moins encouragée. La réaction du public à cette première année de campagne peut être schématisée de la façon suivante : « nous avons compris, dans l'ensemble nous sommes d'accord avec vous, que pouvons-nous faire pour aider? »

Fait important également, la première année d'activités a fait naître des collaborations étroites entre un certain nombre d'organismes et de particuliers intéressés à résoudre le problème. La salicaire n'était plus le « problème de quelqu'un d'autre », elle était devenue le « problème de tous ».

L'année 1992 a été marquée par la publication d'une autre brochure, la tenue de l'Atelier national sur la gestion de la salicaire au Canada (Rubec et Lee, 1992) et l'union des efforts des États-Unis et du Canada pour mener à bonne fin la recherche sur trois insectes européens et faire approuver leur utilisation dans la lutte biologique contre la salicaire. Agriculture Canada, l'organisme chargé d'approuver les agents de lutte biologique exotiques au Canada, a apporté sa contribution en fournissant l'appui scientifique qu'exigeait ce processus de lutte biologique, notamment sur le plan des précautions à prendre. Avant d'envisager des approbations, Agriculture Canada a entrepris des essais au sein d'un comité Canada–États-Unis établi de longue date, et les a même étendus à d'autres plantes canadiennes étroitement apparentées à la salicaire. Bien que fastidieux pour certains, ce protocole d'essai était essentiel pour donner de la crédibilité aux approbations subséquentes de lâchers d'insectes au Canada et a fortement influé sur la recommandation de l'Atelier national de favoriser les moyens biologiques pour combattre la salicaire. Également en 1992, l'industrie du miel, l'Association canadienne des pépiniéristes et de nombreux centres d'horticulture ont reçu toute l'information possible et ont été priés de prendre part aux mesures de lutte. Il y a eu des actions communautaires (déterrer les plantes, couper les capitules), des recherches sur l'hybridation avec des cultivars, des projets scolaires et universitaires, des essais sur des herbicides et, naturellement, beaucoup d'interactions avec le médias. Un rapport repère (White *et al.*, 1993) sur les espèces exotiques dans les habitats naturels du Canada, dont la rédaction avait été amorcée grâce au travail de collaboration entre le Musée canadien de la nature et le SCF, a été publié l'année suivante. Il est en fait devenu un « best-seller » pour Environnement Canada. Il y a eu trois tirages, et la publication est maintenant disponible sur Internet à l'adresse suivante : http://www.cws-scf.ec.gc.ca/habitat/inv/index_f.html.

L'année 1993 a été, en grande partie, une répétition de la précédente sauf pour l'accent mis sur la production et le lâcher des insectes pour la lutte biologique et la formation de comités provinciaux chargés de gérer les interventions spécifiques aux provinces et la distribution de brochures. Un numéro de téléphone sans frais, parrainé par la Fédération canadienne de la faune, a été ajouté sur les brochures pour que le public puisse signaler ses observations facilement et sans frais; cette approche a aussi été adoptée par l'Ontario Federation of Anglers and Hunters dans le cadre de sa campagne Project Purple. L'émergence d'une petite faction de jardiniers, incités à la dissidence par un journaliste-chroniqueur et un commentateur de radio s'occupant de jardinage, vaut la peine d'être mentionnée. Qualifiant la campagne contre la salicaire d'anti-jardinage et de pro-chasse et pêche, ceux-ci ont exhorté les jardiniers à ignorer les déclarations des partisans de cette campagne et à continuer de planter la salicaire (plantes sauvages et cultivars). Cette opposition s'est avérée très utile à la campagne parce qu'elle a suscité l'intérêt soutenu des médias envers ce problème.

En 1994, la campagne a pris une nouvelle tournure qui a étonné la plupart des gens du comité directeur national. En plus de l'appui croissant à la campagne provenant de tous les coins du pays, un centre d'horticulture du Manitoba, convaincu par les résultats de recherche montrant que les cultivars de *Lythrum* produisaient des graines viables lorsqu'il y avait croisement avec le matériel sauvage, a pris l'initiative de mettre en marche un programme de vente avec reprise de *Lythrum*. Largement publicisée à l'intérieur et à l'extérieur du Manitoba, cette initiative du secteur privé n'a pas seulement été bénéfique pour le commerce lui-même, mais a aussi aidé à convaincre les milieux de l'horticulture commerciale et du jardinage qu'il existe des solutions de rechange valables à la très belle salicaire nuisible pour l'environnement. La ville de Winnipeg a fourni une assistance supplémentaire en libérant une serre pour les membres du Projet de lutte contre la salicaire au Manitoba, qui ont alors entrepris l'élevage d'insectes pour la lutte biologique sur les plantes échangées. Une description détaillée de cette action est présentée par Lindgren dans le présent ouvrage (p. 259).

Un documentaire national télévisé, produit par l'émission *The Nature of Things* de la CBC (Canadian Broadcasting Corporation) a aussi été diffusée aux

heures de grande écoute en 1994 et s'est avéré être l'émission la plus regardée de cette série durant cette année-là. Couvrant un éventail de plantes et d'animaux exotiques envahissants, l'émission a été repassée de nombreuses fois, gardant ainsi au premier plan le problème des espèces exotiques non désirées. Plus tard au cours de la même année, le réseau de télévision Global (Global Television Network in Canada) a filmé et diffusé un documentaire sur la salicaire et l'hydrocharide grenouillette *(Hydrocharis morsus-ranae* L.), un autre envahisseur des milieux humides qui s'est échappé d'un bassin de démonstration à Ottawa dans les années 1930, et qui envahit désormais de nombreux milieux humides dans l'est de l'Ontario. Des représentants du réseau Global ont demandé au comité directeur spécial, comme l'avaient fait des représentants de plusieurs autres médias, d'être tenus au courant de la présence d'autres espèces qui seraient dignes d'être signalées dans les bulletins de nouvelles à l'avenir, confirmant ainsi l'empressement des médias à jouer leur rôle quand la nouvelle en vaut la peine.

En 1995, la lutte contre la salicaire a connu une percée lorsque des insectes disséminés comme agents de lutte biologique potentiels ont réussi à réduire les peuplements de salicaire dans la région de Toronto. En fait, dans la plupart des sites où les chercheurs de la University of Guelph avaient effectué des lâchers, dans le sud et le sud-est ontarien, les insectes ont réussi à survivre à l'hiver et ont causé des dommages visibles à la salicaire à plusieurs endroits. Les médias étaient de nouveau sur le qui-vive, voulant savoir si les insectes prédateurs demeureraient sur la salicaire ou s'attaqueraient à d'autres plantes après la disparition de la salicaire. Bien qu'en général les médias et le public soient en faveur des moyens de lutte biologique, ils se sentent toujours un peu mal à l'aise quand il s'agit de jouer avec la nature (en dépit de l'avis des experts). Cette réaction est saine car elle démontre clairement que le public profane est vigilant et qu'il se souvient des essais de lutte biologique antérieurs qui ont mal tourné parce qu'ils avaient été mal conçus.

À partir de 1996, le problème de la salicaire a été intégré à des interventions plus vastes, à l'échelle nationale et internationale, touchant les espèces exotiques envahissantes. En mars 1996, Environnement Canada a convoqué une séance nationale de réflexion pour examiner les préoccupations grandissantes liées aux espèces exotiques nuisibles. La Conférence des Nations Unies sur les espèces exotiques qui a eu lieu en Norvège (été 1996) a été suivie par le Congrès mondial de la conservation tenu à Montréal (octobre 1996); une troisième (novembre 1996) et une quatrième rencontre (mai 1998) de la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique; et la rencontre susmentionnée du SBSTTA (juin 1999). Tout au long de cette période, l'observation des effets de la lutte biologique sur divers sites s'est poursuivie discrètement. Bien que le problème de la salicaire soit loin d'être réglé, la campagne de recherche de soutien auprès du public ou des milieux politiques s'est essoufflée. Cela résulte en partie d'un manque d'empressement à assigner des ressources importantes pour régler le problème, et en partie de la difficulté à maintenir les projecteurs braqués sur la question, tandis que les insectes relâchés s'établissent laborieusement pour lutter contre la salicaire.

Sur de nombreux sites de lâchers d'insectes, on trouve maintenant des populations d'insectes qui se reproduisent avec succès et une répression de la salicaire à divers degrés. Cependant, l'abondance de la salicaire, jointe au faible taux de dispersion des populations d'insectes et au faible financement pour piéger et relocaliser les insectes sauvages pour la lutte biologique, font en sorte que la répression n'a pas encore atteint le degré ni l'étendue désirés.

Enseignements

L'expérience acquise au cours de cette tentative de lutte contre la salicaire est une bonne base pour élaborer des stratégies contre l'ensemble des espèces exotiques envahissantes. Un élément fondamental de l'initiative de lutte contre la salicaire a été d'éveiller la conscience politique, et, de manière encore plus importante, d'intéresser le milieu politique aux procédés et programmes nécessaires pour résoudre le problème. Les observations suivantes sur l'initiative canadienne de lutte contre la salicaire peuvent contribuer à la mise en place d'une infrastructure de soutien à la prévention et à la lutte contre les organismes exotiques en général, et s'avérer utiles comme éléments de toute planification stratégique de résolution de problèmes.

Présentation des observations scientifiques

Les preuves d'un problème causé par une espèce exotique doivent être présentées de manière à ce que les gens comprennent. Dans le cas de la salicaire, sa floraison impressionnante et de longue durée s'est avérée utile car les gens n'avaient pas à être guidés vers les emplacements. Les inflorescences pourpres coloraient la plupart des fossés humides, des berges et des terres humides avoisinantes durant deux à trois mois chaque été. Le tâche était de relier la présence envahissante de cette espèce à l'absence d'autres choses, de convaincre le public que derrière cette belle se cachait une bête. Bien que la plupart des profanes aient compris les limites de la productivité de biomasse d'un site, quelques personnes contestant la campagne ont exigé des mesures spécifiques des pertes ou des impacts. Pour riposter à cela, les responsables d'une stratégie de lutte contre une espèce exotique envahissante

doivent prévoir l'opposition, analyser le point de vue ou les intentions ultérieures de ces opposants et préparer d'avance des réponses honnêtes tenant compte des faits. Personne ne peut avoir toutes les réponses : il faut être préparé à admettre un manque d'information ou de données et, si nécessaire, donner l'assurance qu'une réponse suivra. Comme il est dit clairement dans le préambule de la Convention sur la biodiversité, des preuves incomplètes ne justifient pas l'inaction. On y dit aussi que partout où il y a menace de réduction ou de perte importante de biodiversité, le manque de certitude scientifique totale ne doit pas être invoqué pour reporter l'emploi de mesures destinées à contrer pareille menace dans la mesure du possible.

Trouver des appuis

Certains secteurs d'activité peuvent être touchés par les mesures correctives entreprises contre une espèce exotique envahissante; il est important de rencontrer ces groupes et de comprendre leurs inquiétudes. Par exemple, certains apiculteurs considéraient la salicaire comme une plante mellifère importante. L'industrie horticole a mis sur le marché la salicaire et ses cultivars durant plusieurs décennies, aidée et soutenue par Agriculture Canada qui faisait de la recherche sur les cultivars; la salicaire est ainsi devenue une plante ornementale reconnue. Des représentants de ces groupes ont donc été invités à l'Atelier national sur la gestion de la salicaire au Canada (Rubec et Lee, 1992) et ils ont joué un rôle clé dans la sensibilisation des autres participants aux avantages et désavantages économiques pouvant découler d'une campagne nationale contre la salicaire. On a tenu compte de ces facteurs en évitant la confrontation et l'imposition de mesures législatives à la suite de cet atelier, ce qui a permis d'obtenir l'appui et la participation des dissidents potentiels.

Des appuis ont aussi été acquis en invitant des représentants de fabricants d'agents de lutte biologique et d'herbicides à l'Atelier national. Ces participants pouvaient être vus soit comme des partenaires dans le processus de résolution du problème, soit comme des sources de problèmes, selon les écologistes. Cependant, la discussion ouverte et franche entre les parties a instauré un climat de respect. Finalement, tous ont admis que la lutte biologique était la démarche la plus acceptable et la plus efficace. Les herbicides, dont l'emploi n'a pas été sanctionné en raison d'essais non concluants, n'ont pas non plus été exclus de considérations futures.

Le groupe de réflexion sur les espèces exotiques, mis sur pied par Environnement Canada en mars 1996, comprenait aussi des représentants du ministère des Transports s'occupant du programme de contrôle des eaux de ballast. Le déversement de l'eau de ballast est souvent la porte d'entrée des espèces exotiques qui se répandent par la suite. Des discussions sur les problèmes touchant diverses espèces exotiques ont aidé à raviver la motivation de ces personnes dans leur travail de surveillance des eaux de ballast. Les représentants du ministère des Transports ont pu, en retour, sensibiliser ceux qui proposaient des changements dans la réglementation concernant les eaux de ballast aux difficultés spécifiques de tels changements, par exemple, les effets qu'ils pourraient avoir sur la sécurité et l'immatriculation des navires. La question des eaux de ballast est traitée en détail dans l'article de Wiley présenté dans le présent ouvrage (p. 233). Toutefois, pour accélérer l'avènement de changements dans les protocoles internationaux concernant le déversement des eaux de ballast, ainsi que dans l'application de ces protocoles, il faudra obtenir des appuis plus larges que l'industrie du transport.

La participation et l'inquiétude du public peuvent aider à accélérer le mouvement. Les militants plongés dans une campagne contre une espèce exotique peuvent en apprendre des débats publics suscités par la question des organismes génétiquement modifiés (OGM). Les OGM, qui n'étaient pas un sujet controversé, ont été vite assujettis à un protocole international régissant leur production et leur utilisation. Ce débat a été mené par des groupes de citoyens et des spécialistes du domaine inquiets des effets à long terme des OGM sur la santé et l'environnement, autre exemple du pouvoir exercé par un public intéressé.

Les espèces exotiques nuisibles peuvent avoir des répercussions directes sur le plan économique et environnemental, comme c'est le cas pour les infestations du longicorne brun de l'épinette (*Tetropium fuscum* (Fabricius)) en Nouvelle-Écosse. Les activités publiques concernant la provenance et les voies d'entrées du longicorne ont beaucoup fait pour augmenter la prise de conscience du problème et obtenir le soutien nécessaire aux mesures de détection et de prévention.

Communications avec le public et les médias

Avant les débuts de la campagne contre la salicaire, il aurait été difficile de trouver beaucoup de Canadiens qui connaissaient cette plante, encore moins ses effets sur l'environnement. Les brochures, les affiches et les entrevues accordées aux médias ont éveillé la conscience publique, facilitant ainsi le passage à l'étape des solutions.

Comme on l'a souligné, le libellé des brochures originales a d'abord causé quelques frictions. Les scientifiques essayaient de rédiger des paragraphes accrocheurs pour un public profane, avec des rédacteurs professionnels non scientifiques tentant d'exprimer l'essentiel de l'aspect scientifique. Les deux points de vue étaient nécessaires et on a finalement trouvé un terrain d'entente. Il a été plus facile de rédiger les

brochures et les feuillets d'information suivants. La réaction à la première brochure a toutefois été importante. Le titre *Une Belle Menace* (*Beautiful Killer* en anglais) et quelques affirmations provocantes se sont avérés être les catalyseurs dont le programme avait besoin pour démarrer. Le texte véhiculait l'image de la « mort » des milieux humides provoquée par la salicaire, dépeinte par l'expression « silence coloré ». Cette expérience de publication appuie la stratégie d'agressivité initiale dans la communication d'informations sur une espèce exotique envahissante. Le premier document doit être factuel, dramatique, bien qu'optimiste, et doit frapper fort. Il doit ensuite être suivi de brochures et de messages de plus en plus positifs et constructifs.

Les médias (journaux, télévision et radio) ont joué un rôle majeur dans la transmission du message sur la salicaire. La publication d'*Une Belle Menace* a vite conduit les médias à demander plus de détails sur la nature et l'étendue du problème, et sur ce que le comité directeur national prévoyait faire pour remédier à la situation. Par la suite, les membres des médias ont commencé à examiner le pour et le contre des solutions possibles et, à l'occasion, ont posé les questions soulevées par les opposants à la campagne. En réponse à ces questions, et à d'autres commençant à parvenir au Service canadien de la faune, par l'entremise des questions posées à la chambre du Parlement, une série de questions et réponses a été préparée, et tous les organismes ont commencé à l'utiliser pour répondre aux médias. Cette série de questions et réponses a fourni au public un afflux constant d'information et un moyen de vérifier la véracité de ces informations. Les médias recevaient parfois la série de questions et réponses avant une entrevue, ce qui aidait à rendre cette dernière plus sérieuse. Les médias peuvent donc être des alliés utiles dans la guerre contre des envahisseurs. Ils doivent être traités équitablement (par exemple recevoir toute l'information disponible, y compris les points soulevés par les détracteurs), être tenus au courant des événements et des problèmes importants et aussi de certaines « perspectives » nouvelles. Étonnamment, peut-être, dans une époque de confrontation, il est possible d'établir des partenariats. Il en résulte un bon « papier » sur un problème important.

Application des solutions

La partie la plus difficile d'un programme correctif est peut-être d'appliquer les solutions, d'une part parce que c'est souvent la partie la plus coûteuse, et d'autre part parce que l'enthousiasme initial de la sensibilisation au problème et de la planification stratégique peut s'être dissipé. Maintenir l'intérêt pendant quatre ou cinq ans, ou plus, est difficile. De plus, l'application de la solution peut signifier la présence d'un nouveau groupe de partenaires, ou peut allouer un nouveau rôle important à un partenaire moins actif auparavant. Bien que la participation des autres soit inévitable (et probablement nécessaire), il est avantageux de garder des contacts avec les partenaires initiaux pour garder sa crédibilité et ses ressources et ne pas perdre de vue la préoccupation première. Jusqu'à maintenant, cette manière de faire a bien fonctionné dans le campagne contre la salicaire au Canada.

La plupart des groupes actifs dès le départ dans la lutte contre la salicaire le sont encore; cependant, les rôles de beaucoup d'entre eux ont évolué. Par exemple, la recherche universitaire sur les méthodes d'élevage et de lâcher des insectes pour la lutte biologique a fait place à la cueillette et au transport de populations sauvages d'insectes se reproduisant avec succès. La surveillance et l'inventaire des lâchers d'insectes se continuent, dirigés principalement par des organismes universitaires et non gouvernementaux. Les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux augmentent leurs interventions sur les espèces exotiques afin d'assumer leurs obligations dictées par la Convention sur la biodiversité, mais continuent de faire appel aux relations et aux associations tissées lors de la campagne contre la salicaire comme base de dialogue et de coopération.

Trouver un élément porteur sur le plan politique

En rétrospective, l'élément le plus important de la campagne contre la salicaire a été de trouver l'aspect le plus percutant du problème. Dans l'ensemble du pays, la préoccupation pour les pertes de milieux humides, combinée à la menace de pertes supplémentaires attribuables à la salicaire, a été l'ingrédient clé permettant d'obtenir le soutien du public et des milieux politiques.

La question des espèces exotiques envahissantes se rapproche des préoccupations concernant la conservation de la biodiversité et de la protection des espèces menacées de disparition, lesquelles se comprennent facilement et sont déjà bien ancrées. Présentées convenablement, ces préoccupations peuvent emporter l'adhésion du public et du politique. Par exemple, une analyse préliminaire de la liste de 1998 du CSEMDC montre, qu'au Canada, environ 25 % des espèces en voie de disparition, 31 % des espèces menacées et 16 % des espèces vulnérables sont, d'une certaine manière, en danger en raison de la présence d'espèces exotiques. (Le CSEMDC, Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada, comprend des spécialistes des niveaux fédéral, provincial et territorial, appuyés par le Service canadien de la faune; il établit le statut des espèces et, au besoin, met en place des programmes de protection.) Le public est sensible à la possibilité de disparition d'une espèce, et le gouvernement canadien est en voie de légiférer à cet égard.

Une mobilisation visant à greffer les programmes d'atténuation des espèces exotiques sur les plans de protection des espèces indigènes en danger — créés dans le cadre de cette législation — devrait donc porter fruit.

Un processus qui établit et quantifie l'impact des espèces exotiques nuisibles peut conduire à des initiatives de recherche des priorités ainsi qu'à la planification des mesures correctrices qui s'imposent. Un programme d'action visant les espèces exotiques non désirées doit comprendre des observations scientifiques et des méthodes correctrices éprouvées pour être accepté par le public et les milieux politiques.

Conclusion

Le type de partenariats, de combats et de convergences que le Canada a connu dans sa bataille contre la salicaire s'applique généralement aux interventions nationales et mondiales touchant d'autres espèces exotiques envahissantes. Le Congrès mondial de la conservation de 1996 et la Conférence des Nations Unies en Norvège (susmentionnés) ont montré que tous les États font face à des problèmes similaires et qu'ils peuvent bénéficier du partage des expériences et de l'information. Le Canada a la chance de faire quelques pas vers la résolution du problème grâce à des actions bien planifiées et organisées. Sensibiliser le public et les milieux politiques à l'impact des espèces exotiques représente un premier pas incontournable dans la prévention et l'atténuation de ce problème.

Photo accompagnant le titre du chapitre : Salicaire. Photo de G. Bowles et C. Medina.

Bibliographie

Rubec, C.D.A.; Lee, G.O., editors. 1992. Draft Proceedings of a National Workshop on Purple Loosestrife Management in Canada, 3–5 March, 1992. Canadian Wildlife Service, Environment Canada/North American Wetlands Conservation Council (Canada), Ottawa, ON. Inédit. 195 p.

Sandlund, O.T.; Schei, P.J.; Viken, A. 1996. Proceedings of the Norway/UN Conference on Alien Species. Trondheim, Norway. Directorate for Nature Management, Trondheim, Norway. 233 p.

Thompson, D.Q.; Stuckey, R.L.; Thompson, E.B. 1987. Spread, impact and control of purple loosestrife, *Lythrum salicaria*, in North American wetlands. US Fish and Wildlife Service, Department of the Interior, Washington, DC. 55 p.

White, D.J., Haber, E.; Keddy, C. 1993. Invasive plants of natural habitats in Canada. Canadian Wildlife Service, Environment Canada/Canadian Museum of Nature/North American Wetlands Conservation Council (Canada), Ottawa, ON. 121 p.

Projet de lutte contre la salicaire au Manitoba : partenariats et initiatives dans la lutte contre une espèce exotique envahissante

Cory J. Lindgren

La tendance se poursuit vers la mondialisation de l'économie, et le nombre d'introductions d'espèces exotiques au Canada, entre autres de plantes exotiques, n'est pas près de diminuer. Comme le faisaient remarquer Reichard et Hamilton en 1997, la hausse des voyages intercontinentaux au cours des 200 dernières années a effectivement brisé les entraves à la dispersion des plantes, entraves qui avaient dirigé l'évolution depuis l'éclatement de la Pangée, le supercontinent originel. Le commerce de l'aménagement paysager est depuis longtemps un instrument de prolifération des espèces végétales exotiques, et notamment de la salicaire (*Lythrum salicaria* L.). Par exemple, 85 % des 235 plantes ligneuses qui se sont naturalisées après leur introduction en Amérique du Nord ont été amenées par le commerce de l'aménagement paysager, et les autres par les activités forestières et agricoles (Reichard, 1994). La majorité des plantes introduites ont été inoffensives pour l'environnement, mais plusieurs d'entre elles, notamment la salicaire, ont entraîné des pertes de faune et de flore indigènes et ont modifié l'intégrité de nos écosystèmes. Les envahisseurs exotiques des habitats naturels finissent par entraîner une baisse de la biodiversité indigène (Catling, 1997).

L'introduction d'espèces exotiques peut avoir de graves conséquences économiques et environnementales. Wilcove *et al.* (1996) ont signalé que 46 % des espèces menacées ou en voie de disparition aux États-Unis le sont à cause d'espèces exotiques. De la même façon, Stein et Flack (1996) ont estimé que les espèces exotiques ont contribué au déclin de 42 % des espèces menacées ou en voie de disparition aux États-Unis et causé pour environ 97 milliards $ de pertes économiques directes. Sur le plan de l'économie et de l'environnement, la salicaire préoccupe les responsables de la flore et de la faune, les biologistes de la conservation, les agents de maîtrise et inspecteurs des mauvaises herbes, les horticulteurs, les pêcheurs à la ligne, les chasseurs, les agriculteurs, les naturalistes et bien d'autres. Elle a un impact sur les habitats riverains et marécageux, les zones agricoles, les emprises et les fossés bordant les routes, les mares-réservoirs des fermes, les voies ferrées et les pipelines.

En ce qui concerne l'aménagement des aires naturelles, les partenariats et la coopération entre organismes en vue d'atteindre des objectifs communs ne représentent pas une approche nouvelle. Comme la tendance actuelle consiste à gérer ces zones naturelles dans la perspective de l'écosystème, l'établissement de partenariats entre organismes et au-delà des frontières politiques se généralise. Le Projet de lutte contre la salicaire au Manitoba (MPLP) est un exemple de recours à des partenariats pour remédier à un problème d'espèce exotique. Dans cet article, je décris ces partenariats et expose certaines initiatives prises au Manitoba pour maîtriser la salicaire.

Mise sur pied du Projet de lutte contre la salicaire au Manitoba

La salicaire est une plante vivace eurasienne qui a été introduite accidentellement en Amérique du Nord au début du XIX^{e} siècle (Thompson *et al.*, 1987). Elle a été signalée pour la première fois au Manitoba en 1896 (Scoggan, 1957, p. 619) et a été décrite depuis comme une plante exotique envahissante, une herbe nuisible, un envahisseur des milieux humides, un bel assassin ainsi qu'un plante vivace très populaire dans

Figure 1. Des semences de salicaire plantée dans des jardins de Winnipeg ont dérivé le long de la rivière Rouge jusqu'au marais Netley-Libau (qu'on voit ici en 1999), situé sur la rive du lac Winnipeg. La propagation rapide de la salicaire a modifié la communauté des plantes indigènes. Aucun agent de lutte biologique n'a été mis en circulation contre cette population de salicaire.

les jardins. Mais il ne fait aucun doute que la salicaire est une espèce envahissante qui a perturbé l'écologie des habitats naturels de l'Amérique du Nord en supplantant la végétation indigène (figure 1), et dans bien des cas, en poussant en monoculture dense. La faune qui dépendait de la végétation indigène supplantée pour se nourrir, s'abriter et se reproduire est forcée de quitter ces habitats envahis par la salicaire. Mal *et al.* (1992) ont conclu que les espèces fauniques sont en décroissance dans les endroits où les populations de salicaire sont en hausse. Privée de ses prédateurs naturels, la salicaire s'est répandue dans tous les principaux réseaux fluviaux et bassins hydrographiques du sud du Manitoba, et on l'a même trouvée aussi loin au nord qu'à The Pas.

La salicaire a présenté un défi particulier pour les groupes et personnes qui s'inquiétaient de l'expansion de cette plante au Manitoba. Les premiers efforts de lutte contre cette plante ont commencé non dans les champs mais dans les arrière-cours, où se sont concentrées les campagnes d'éducation et de mobilisation du public. Ces initiatives n'auraient pas connu le succès sans la création de partenariats entre de nombreux groupes ayant des idéaux différents, mais rassemblés par un objectif commun : s'attaquer aux pertes importantes d'habitat résultant de l'envahissement du Manitoba par la salicaire.

Au début des années 1990, aucun organisme n'était en mesure de remédier à l'invasion de la salicaire au Manitoba et, de plus, aucun n'était en mesure de financer seul un programme de lutte contre cette espèce envahissante. Il fallait établir une collaboration. C'est ainsi que certains organismes ont créé un groupe de travail composé de plusieurs partenaires, soit des groupes communautaires locaux, des agences provinciales et fédérales et des groupes à but non lucratif pour contrer la perte d'habitat attribuée à la propagation de la salicaire au Manitoba. Ce groupe a été mis sur pied en 1992 après que plusieurs Manitobains aient participé à Ottawa à des réunions portant sur les problèmes causés au Canada par la salicaire (Atelier national de mars 1992 sur la gestion de la salicaire). Le projet multi-partenaires de lutte contre la salicaire au Manitoba s'est concrétisé sous forme de coalition à but non lucratif entre Agriculture et Agroalimentaire Canada, la ville de Winnipeg, le Service canadien de la faune, Environnement Canada, Canards illimités Canada, Conservation Manitoba, la Manitoba Naturalists Society, la Manitoba Weed Supervisors Association et la Delta Waterfowl Foundation[1]. Ces partenariats ont permis de mettre en commun les ressources des organismes, ce qui a été crucial parce que le Projet n'a jamais bénéficié d'un financement suivi à long terme. La liste des groupes d'intervenants ou de partenaires du MPLP correspond aux nombreux secteurs de protection de l'environnement qui ont un intérêt dans la lutte contre une espèce exotique.

Afin d'orienter les activités du Projet, les partenaires ont rédigé un énoncé de mission ayant les objectifs suivants :

- sensibiliser davantage la population par l'éducation;
- mener des campagnes d'arrachage de la salicaire et de rétablissement de l'habitat;
- mettre sur pied une base de données sur la répartition géographique de la salicaire en cartographiant et surveillant la propagation de la salicaire au Manitoba;
- réaliser un programme de lutte biologique classique et conforme aux principes du développement durable.

Ces objectifs animent le Projet depuis 1992.

Depuis la création du MPLP, on a conclu des partenariats et pris des initiatives, qui sont exposés dans les sections suivantes et résumés dans le tableau 1. Certaines initiatives sont traitées après la section des partenariats.

Partenariats du MPLP

Organisations non gouvernementales

La diversité des collaborateurs du Projet a permis au MPLP de réaliser un programme de lutte contre les espèces envahissantes qui intervient à plusieurs niveaux. Les partenariats avec des groupes communautaires de la base ou des organisations non gouvernementales ont été les plus productifs. Des groupes comme la Manitoba Weed Supervisors Association (MWSA) et la Manitoba Naturalists Society (MNS) ont contribué à amener ce programme dans les collectivités locales et auprès des propriétaires fonciers. La MWSA a rempli la fonction d'observateur vigilant dans cette initiative : 35 municipalités du Manitoba ont des agents de maîtrise des mauvaises herbes qui identifient les populations de salicaire de leur district et transmettent les données au MPLP. Les partenariats avec les divers districts de maîtrise des mauvaises herbes de la MWSA ont contribué grandement à communiquer les objectifs du Projet et à offrir du matériel didactique aux collectivités de chaque district. La MWSA s'est aussi impliquée dans l'élevage et le lâcher des agents de lutte biologique ainsi que dans la surveillance ultérieure de leur performance.

Canards illimités Canada a aussi contribué à la réalisation des objectifs du Projet. Cet organisme a fourni au projet des bureaux, du soutien et de nombreuses

1. Agriculture et Agroalimentaire Canada s'appelait auparavant Agriculture Canada, et Conservation Manitoba a regroupé le ministère des Ressources naturelles et Environnement Manitoba.

Tableau 1. Chronologie des principales initiatives et partenariats du Projet de lutte contre la salicaire au Manitoba (MPLP)

Année	Initiatives	Partenaires
1992	Formation du MPLP	Agriculture et Agroalimentaire Canada; ville de Winnipeg; Service canadien de la faune; Delta Waterfowl Foundation; Canards illimités Canada; Conservation Manitoba (Ressources naturelles, Environnement); Manitoba Naturalists Society; Manitoba Weed Supervisors Association; Agriculture Manitoba
	Financement de l'importation d'agents de lutte biologique au Canada	Province de l'Ontario; Canards illimités Canada
	Lâcher de *Hylobius transversovittatus*	Agriculture et Agroalimentaire Canada (Lethbridge)
1994	Appui d'un centre de jardinage et de vente de semences	Catalogue de T&T Seeds
	Production de la brochure *Purple Loosestrife in Western Canada*	Association canadienne des pépiniéristes — 8 partenaires
	Programme d'échange des salicaires à Winnipeg	Ville de Winnipeg; programme Équipe verte urbaine; Canards illimités Canada
1995	Aide à la mise sur pied du Projet de lutte de la Saskatchewan contre la salicaire	Saskatchewan Purple Loosestrife Group, Canards illimités Canada
	Le MPLP devient la ressource canadienne en matière de lutte contre la salicaire	Comité d'experts sur les mauvaises herbes
	Élevage massif d'agents de lutte biologique au Manitoba	Ville de Winnipeg; Manitoba Weed Supervisors Association
	Une enquête menée au Manitoba ne détecte aucun point de vente au détail de *Lythrum*	MPLP
	Annonces d'intérêt public et vidéos éducatifs	Collège Red River
1996	Site Web sur la salicaire	Canards illimités Canada
	Programme provincial d'échange des salicaires	Manitoba Weed Supervisors Association
	La *Loi sur la destruction des mauvaises herbes* est révisée de manière à inclure toute espèce de *Lythrum*	Agriculture Manitoba
	Récolte de *Nanophyes* spp. en Europe	Cornell University; Department of Natural Resources of Minnesota
	Recherche en aménagement intégré de la végétation	University of Manitoba; Institute for Waterfowl and Wetlands Research
1997	Brochure intitulée *What You Should Know...*	Organismes américains; Fédération des chasseurs et pêcheurs de l'Ontario
1999	Lancement d'études sur les espèces aquatiques nuisibles au Manitoba	Fish Futures Inc.; Conservation Manitoba
2000	Chapitre récapitulatif pour une publication sur la lutte biologique au Canada de 1992 à 1999	University of Guelph; Agriculture et Agroalimentaire Canada; Ressources naturelles Canada

contributions financières et autres. L'organisation a dirigé la production de divers outils didactiques et aidé à la construction du site d'information sur la salicaire du MPLP dont elle est l'hôte (www.ducks.ca/purple/, en anglais).

Gouvernements fédéral et provinciaux

Les organismes installés dans la province ont joué un rôle dans la coordination et la réalisation du programme dans tout le Manitoba. Comme la salicaire est présente à peu près partout dans le sud du Manitoba, les partenaires de ce projet ont jugé important qu'un fonctionnaire de Conservation Manitoba soit président du MPLP. Conservation Manitoba a aussi offert un appui financier.

Le Service canadien de la faune (SCF) a fourni la mise de fonds initiale pour la création du MPLP en 1992. Du personnel du SCF (voir l'article de Lee, p. 253 dans le présent ouvrage) a établi les premiers partenariats avec des collaborateurs américains, ce qui a permis l'introduction d'agents de lutte biologique au Canada. Le SCF a facilité la réalisation d'un programme visant les espèces envahissantes sur une base régionale élargie, qui a fait mieux connaître les plantes envahissantes dans tout le Canada. Par exemple, le SCF a fourni des fonds pour la réimpression et la diffusion de la brochure éducative intitulée *Purple Loosestrife in Western Canada*.

Voisins nord-américains

Les efforts visant à contrôler la salicaire au Manitoba ont bénéficié de partenariats internationaux. La maîtrise des espèces envahissantes ne peut réussir si on l'aborde seulement dans une perspective locale ou même provinciale, car les espèces envahissantes traversent les frontières. Le Manitoba doit être tenu au courant des programmes qui sont réalisés par ses voisins : la Saskatchewan, l'Ontario, le Dakota du Nord et le Minnesota. Le MPLP s'est associé avec les voisins du Manitoba en vue de diverses initiatives. Les initiatives de lutte biologique auxquelles participe le Department of Natural Resources du Minnesota sont abordées plus loin dans le présent article.

Médias locaux

À leur insu, les médias ont été un partenaire invisible du MPLP. Les nouvelles diffusées par les médias rejoignent un grand nombre de personnes en peu de temps, et cela habituellement à peu de frais. Tangley (1997) a souligné que la communication est essentielle si on veut avoir du succès en science et en conservation. Toutes les tentatives de maîtrise des espèces exotiques envahissantes doivent s'accompagner d'un partenariat avec les médias. Au début, il n'a pas été difficile de mobiliser les médias, car l'invasion par la salicaire était une nouvelle qui suscitait de l'intérêt. Le défi a consisté à maintenir et à entretenir cet intérêt; pour ce faire, on a fourni aux médias de nouvelles occasions de participation.

Les campagnes d'arrachage font partie de ces occasions. La plupart des tentatives de maîtrise de la salicaire au moyen de ces campagnes donnent un résultat éphémère, et encore. Un seul plant de salicaire adulte peut produire environ 2,7 millions de graines par année (Thompson *et al.*, 1987); le réservoir de semences est donc énorme. Mais une campagne d'arrachage ou d'extirpation peut susciter une participation populaire, sensibiliser les gens et retenir l'attention des médias. Le Manitoba compte de nombreux groupes de jeunes désireux de participer à des projets écologiques et qui ont une journée ou une demi-journée de leur temps à consacrer au bénévolat. En invitant les médias à couvrir une campagne communautaire de ce genre, on maintient l'intérêt sur le problème de la salicaire. Dans la plupart des cas, le MPLP a réussi à amener les médias à couvrir des opérations locales d'arrachage qui ont fait la une à de nombreuses occasions.

La collectivité

L'éducation de la collectivité est le fondement sur lequel tout programme de conservation ou de protection de l'environnement doit reposer pour être couronné de succès. Pour aborder ces questions et maîtriser les espèces envahissantes, il faut s'efforcer de susciter une large prise de conscience du public et des particuliers. Pour être efficace, le programme modèle de lutte contre toute espèce envahissante doit susciter l'adhésion de la collectivité et même un sentiment de propriété. On ne saurait trop insister sur l'importance des communications portant sur l'impact environnemental des espèces envahissantes, sur les mesures à prendre pour les contrer et les moyens de participer dont dispose le public.

Le MPLP avait comme mandat de présenter aux groupes communautaires des données scientifiques exactes montrant que toutes les variétés de *Lythrum* contribuaient à la perte d'habitat. Au début des années 1990, cette tâche exigeante l'est devenue encore plus quand un employé d'une pépinière locale a annoncé dans un média très connu que les cultivars de jardin étaient effectivement sans danger. Il a en effet été difficile, et dans certains cas, impossible de convaincre des jardiniers ayant cultivé la salicaire pendant plus de 20 ans qu'ils devaient détruire cette plante. Il est devenu évident que, si on voulait maîtriser la salicaire au Manitoba, il fallait se rapprocher des horticulteurs et des jardiniers. Ceux-ci ont donc été invités à participer à la production de la brochure *Purple Loosestrife in Western Canada* (1994) qui s'adressait aux jardiniers, et qui visait à les sensibiliser davantage et à leur offrir d'autres options, plus sûres pour l'environnement, que les cultivars de *Lythrum*. Cet

outil didactique, joint au programme d'échange des salicaires (expliqué plus loin), a entraîné l'élimination du *Lythrum* de nombreux jardins du Manitoba.

Dans le cadre du MPLP, certaines initiatives didactiques ont été réalisées afin de mieux illustrer l'impact négatif de la propagation de la salicaire dans l'environnement Manitobain. Chaque nouvel outil a donné lieu à de nouveaux partenariats. Parmi ces outils, on compte des brochures, des affiches, des communiqués d'intérêt public, des vidéos éducatifs, des panneaux d'interprétation et un site Web consacré à la salicaire. Des partenaires dans la réalisation de ces projets comme la MWSA, la MNS, Agriculture Manitoba, Canards illimités Canada et la ville de Winnipeg ont créé les occasions de sensibiliser davantage la collectivité par des rencontres annuelles, des revues et des bulletins.

Mobilisation du public : le programme d'échange de salicaires

En 1994, un programme d'échange a été mis sur pied au Manitoba afin d'éduquer les jardiniers et de les encourager à détruire leurs salicaires. À cette époque, la salicaire était une plante populaire dans les jardins de la province; on en trouvait autour des maisons à tous les coins de rue de Winnipeg. La stratégie du MPLP a consisté à s'assurer l'appui des jardiniers par un programme permettant de remplacer, sans frais pour le jardinier, la salicaire par *Liatris* spp., une vivace sans danger pour l'environnement.

Le MPLP a créé une équipe verte de la salicaire (*Purple Green Team*) qui a offert un service d'arrachage gratuit aux personnes âgées et autres personnes incapables de le faire elles-mêmes et dont le personnel venait de l'équipe verte urbaine de la province (*Urban Green Team*). À titre de contribution non financière au programme d'échange, la ville de Winnipeg a offert des locaux de travail situés dans une partie de ses serres.

Le succès de ce programme dépendait d'une grande couverture des médias. Chaque premier jour du mois de juin, des communiqués étaient envoyés aux journaux et aux stations de télévision du Manitoba. En 1997, la publication d'un article sur le programme d'échange dans le *Winnipeg Free Press* a incité environ 50 personnes par jour, pendant quelques jours, à se débarrasser de leurs salicaires; l'article a aussi suscité 75 appels téléphoniques dans les 24 heures.

En 1994, un partenaire inattendu s'est manifesté. T & T Seeds, une grande exploitation horticole installée à Winnipeg, a inséré une annonce en couleur d'une page dans son catalogue; celle-ci exposait les dangers posés par les salicaires et suggérait aux jardiniers de les remplacer par des plantes non nuisibles à l'environnement (voir page 41 du catalogue de semences 1994 de T & T Seeds). Pour le programme d'échange, cette entreprise a aussi fourni au MPLP des vivaces inoffensives à un prix inférieur au prix coûtant. Les initiatives proactives de T & T Seeds et de la ville de Winnipeg contribuent à l'éradication de la salicaire dans les jardins résidentiels.

Confusion des cultivars : Quand une espèce envahissante est-elle une fleur de jardin?

Il existait une grande confusion chez les jardiniers et dans l'industrie horticole commerciale concernant la stérilité des cultivars de *Lythrum*. La vente horticole constituait, et constitue encore, dans certaines parties du Canada, le plus grand défi à relever pour la maîtrise de cette plante. De nombreux cultivars de salicaire ont été développés à des fins de jardinage et d'aménagement paysager (Harp et Collicut, 1983; Anderson et Ascher, 1993; Ottenbreit et Staniforth, 1994). Agriculture et Agroalimentaire Canada a introduit la salicaire effilée Morden Pink comme cultivar de jardin en 1937, suivie de la Morden Gleam en 1953 et de la Morden Rose en 1954 (Harp et Collicutt, 1983). Agriculture et Agroalimentaire Canada présentait ces plantes comme étant des vivaces idéales pour le jardin domestique, résistantes à l'hiver, et comme d'excellents choix pour des plates-bandes mixtes ou de vivaces. À la fin des années 1980 et au début des années 1990, les centres de jardinage du Manitoba estimaient que, certaines années, les recettes annuelles provenant de la seule vente de cultivars de *Lythrum* s'élevaient autour de 10 000 $. Ces cultivars étaient vendus comme des plantes stériles et qui, par conséquent, ne pouvaient produire de graines ni contribuer à la naturalisation de la salicaire. À cette époque, on pensait que ces cultivars ne pouvaient contribuer à la propagation de la salicaire.

Cette plante figurait dans la *Loi sur la destruction des mauvaises herbes* du Manitoba depuis le début des années 1980. Mais la loi ne précisait pas son nom scientifique. On s'est demandé si les variétés de jardin de la salicaire *L. virgatum* devaient être considérées comme des herbes nuisibles, si cette désignation se limitait à *L. salicaria* naturalisée ou devait s'étendre à la famille entière de *Lythrum*? Des recherches ultérieures ont montré que tous les cultivars de jardin de *Lythrum* produisent du pollen et des graines viables et peuvent se répandre (Anderson et Ascher, 1993; Lindgren et Clay, 1993; Ottenbreit et Staniforth, 1994). Forts de ces données scientifiques, les responsables du MPLP ont approché Agriculture Manitoba pour suggérer de réviser la liste des mauvaises herbes de manière à dissiper toute confusion concernant les cultivars de salicaire. Le gouvernement du Manitoba a révisé la *Loi sur la destruction des mauvaises herbes* en mars 1996 afin

d'inclure la salicaire (*Lythrum* spp.) et tous ses cultivars. Au Manitoba, les particuliers peuvent recevoir une amende s'ils vendent ou plantent de la salicaire. L'inclusion dans la loi de toutes les variétés de salicaire comme étant des herbes nuisibles a été l'étape déterminante dans la mise en oeuvre d'un programme efficace de lutte contre la salicaire, après l'éducation de la collectivité. Aucune espèce envahissante ne peut être maîtrisée efficacement à moins qu'elle ne soit reconnue comme nuisible par le public et qu'une loi ne le confirme.

La ville de Winnipeg[2] et les municipalités rurales de Morris et Montcalm ont entrepris de façon proactive de lutter contre la salicaire. En 1993, la ville de Winnipeg a adopté une politique visant à arracher toutes les salicaires et les cultivars domestiques des parcs qu'elle entretenait. En 1996, le district Morris-Montcalm de maîtrise des mauvaises herbes a désigné la salicaire (*Lythrum* spp.) comme une herbe nuisible. Ces mesures ont de plus permis aux agents de maîtrise et aux inspecteurs des mauvaises herbes d'approcher les résidants ayant des salicaires dans leur jardin et d'en demander l'enlèvement.

Programme de lutte biologique contre les mauvaises herbes

Dans le passé, les programmes de lutte biologique contre les mauvaises herbes visaient habituellement les mauvaises herbes agricoles. Comme la salicaire est une plante d'habitat aquatique, de nouveaux publics font connaissance avec la lutte biologique contre les mauvaises herbes (Blossey *et al.*, 1996). En 1992, le MPLP a lancé dans les médias une vigoureuse campagne portant comme principal message que la salicaire était une espèce exotique envahissante responsable de la perte d'habitats. Dans un avis qui a suivi, le MPLP indiquait son intention de lâcher une autre espèce exotique pour lutter contre la salicaire. Le grand public s'est inquiété qu'on doive mettre en circulation d'autres espèces exotiques (insectes) pour lutter contre une espèce de plante exotique (salicaire), imitant ainsi la vieille dame du poème folklorique américain qui a envoyé une araignée à la poursuite d'une mouche qu'elle avait avalée, puis ensuite un oiseau après l'araignée, et ainsi de suite. Le public se rendait compte que l'introduction d'une espèce exotique n'était pas sans conséquences.

Pourquoi utiliser une espèce exotique pour lutter contre une autre espèce exotique? Les tentatives précédentes visant à réprimer la salicaire en la coupant, la brûlant, la fauchant ou en l'inondant (méthodes de lutte mécanique ou culturale) n'avaient pas donné de résultats durables. En outre, aucun herbicide n'est homologué au Canada pour lutter contre la salicaire, près de l'eau ou en pleine eau. Et même s'il y avait eu des herbicides homologués, leur utilisation près d'habitats vulnérables aurait répugné aux responsables du MPLP. Autre contrainte, aucun insecte indigène n'était capable de limiter les populations de salicaire (Diehl *et al.*, 1997). Comme il n'existait aucune stratégie efficace de maîtrise de la salicaire, Agriculture et Agroalimentaire Canada a recommandé le lâcher au Canada d'agents de lutte biologique contre cette plante (De Clerck-Floate, 1992). La lutte biologique classique contre les mauvaises herbes exotiques consiste en l'utilisation délibérée d'insectes herbivores pour réduire sous son seuil de dommage économique la densité de population d'une mauvaise herbe particulière (Gassmann et Schroeder, 1995; voir aussi Harris et Shamoun dans le présent ouvrage, p. 291). La lutte biologique représente actuellement une stratégie susceptible de maîtriser la salicaire à long terme (Malecki *et al.*, 1993; Blossey *et al.*, 1994; Hight *et al.*, 1995).

Le lâcher d'agents de contrôle biologique au Manitoba a nécessité la collaboration entre le MPLP et les organismes publics et gouvernementaux associés. À l'été de 1992, le gouvernement canadien a approuvé le lâcher d'agents de lutte biologique contre la salicaire (Hight *et al.*, 1995). Le MPLP a aussi demandé et obtenu du ministre de l'Agriculture du Manitoba une lettre d'appui à un programme de lutte biologique contre la salicaire. Comme aucun processus officiel n'était établi au Manitoba pour lâcher des agents de lutte biologique, le MPLP a entrepris deux étapes proactives. Tout d'abord, une demande de permis d'utilisation de pesticide a été adaptée pour les fins du programme de lutte biologique. Dans le cadre de ce processus, les lâchers d'agents de lutte biologique ont été approuvés par Conservation Manitoba. Ensuite, une série d'avis publiés dans les journaux locaux donnait au grand public l'occasion de présenter des commentaires avant les lâchers. En octobre 1992, le programme de lutte biologique du Manitoba s'est poursuivi par le lâcher, près du parc provincial Spruce Woods, de *Hylobius transversovittatus* (Goeze), un charançon s'attaquant aux racines, suivi, en juin 1993, par les premiers lâchers de *Galerucella calmariensis* (L.), un coléoptère phyllophage. Le MPLP fait actuellement l'élevage massif d'agents de lutte biologique en vue de les lâcher dans les habitats du Manitoba.

La mise sur pied d'un programme de lutte biologique contre les mauvaises herbes dans la région de la capitale, Winnipeg, a présenté des défis qui ont nécessité l'établissement de nouveaux partenariats entre le MPLP et les deux directions de la ville chargées de la

2. La ville de Winnipeg a été un des maîtres d'oeuvre du MPLP depuis le début. On signale sa participation tout le long de ce document plutôt que consacrer une section spécifique au rôle qu'elle a joué. Winnipeg a fourni des contributions à la fois financières et non financières.

lutte contre les insectes et les mauvaises herbes. Comme les moustiques abondent à Winnipeg, la municipalité leur applique un vigoureux programme de lutte. La Direction de la lutte contre les insectes utilise des granules de l'insecticide Dursban[3] pour lutter contre les larves de moustique et pulvérise du malathion afin de réduire le nombre de moustiques adultes. Dans les secteurs où le MPLP a lâché des agents de lutte biologique, la Direction a accepté de ne pas épandre de malathion. Elle y emploie tout de même le Dursban, car les agents de lutte biologique n'ont pas de stade aquatique et ne seront donc pas affectés par l'insecticide. La Direction de la lutte contre les mauvaises herbes a aussi fait preuve de collaboration en ce qui concerne les agents de lutte biologique et s'abstient d'appliquer des herbicides quand des insectes viennent juste d'être lâchés. La coopération et le partenariat avec la ville de Winnipeg ont été essentiels pour mettre sur pied et maintenir un programme de lutte biologique dans la région de Winnipeg.

Des partenariats conclus entre provinces canadiennes ont permis de suivre pas à pas le rendement du programme de lutte biologique et de partager les coléoptères dans tout le Canada. Quand des agents de lutte biologique sont lâchés, les divers organismes du Canada en transmettent les détails au MPLP de telle sorte qu'on dispose d'une base de données centrale pour le Canada. Entre 1992 et 1999, près d'un million d'agents ont été lâchés à travers le Canada, et les provinces ont signalé divers taux de succès (Lindgren *et al.*, 2001). Les résultats initiaux indiquent que cette lutte biologique donne des résultats mesurables. Les données provenant d'un projet de surveillance à long terme qui se déroule au Manitoba montrent qu'on a obtenu un taux de répression proche de 100 % (figure 2) dans de nombreuses régions (Lindgren, 2000).

Le Purple Loosestrife Program du Department of Natural Resources du Minnesota (Coordonnateur, Luke Skinner) et le Department of Natural Resources de la Cornell University (Directeur, Bernd Blossey) ont aussi contribué à la mise sur pied, au Manitoba, du programme de lutte biologique contre la salicaire. Le Minnesota Purple Loosestrife Program, créé en 1987, a été le premier projet du genre aux États-Unis (Skinner *et al.*, 1994) et il a servi de modèle au MPLP, dont les objectifs s'inspirent du programme américain. Les deux organismes susmentionnés ont fourni au MPLP des agents de lutte biologique et ont partagé leur expérience sur l'élevage et le lâcher des insectes ainsi que sur la surveillance de leur rendement. En 1996, le MPLP s'est

Figure 2. L'agent de lutte biologique *Galerucella calmariensis* a été lâché sur la population de salicaire du marais Netley-Libau, au Manitoba, en 1994 (en haut). En 1998, on l'avait maîtrisé presque à 100 % et ce résultat s'est maintenu jusqu'en 2000 (en bas).

aussi associé à ces organismes pour récolter en Europe des agents de lutte biologique, les charançons *Nanophyes marmoratus* Goeze et *N. brevis* Boheman[4].

Les partenariats entre les organismes, les provinces et les pays vont renforcer l'appui au programme de lutte biologique contre la salicaire et serviront de modèle aux interventions visant à combattre d'autres espèces envahissantes. Selon Blossey *et al.* (1996), une des grandes réalisations du programme de lutte biologique contre la salicaire en Amérique du Nord a été d'informer les divers organismes en cause et de les amener à participer.

La salicaire est-elle maîtrisée?

Le MPLP n'est pas actuellement en mesure d'annoncer que la salicaire est maîtrisée au Manitoba. Si les agents de lutte biologique continuent à se comporter aussi efficacement qu'ils l'ont fait depuis leur lâcher en 1992, on prévoit atteindre des niveaux de maîtrise mesurables dans bien des secteurs du Canada où la salicaire s'est naturalisée. Malheureusement, plusieurs programmes provinciaux de lutte biologique ont été interrompus à cause d'un manque de financement à long terme, lequel est indispensable pour combattre

3 Dursban est une marque de commerce de Dow AgroSciences LLC. Dow AgroSciences Canada Inc. est un utilisateur autorisé.

4 *Nanophyes brevis* n'a pas été lâchée au Canada.

les espèces exotiques envahissantes. Depuis son lancement, le MPLP a financé des projets au moyen de partenariats à court terme (tableau 2). Dans la plupart des cas, trois à cinq ans de subventions ne sont pas suffisantes pour mettre sur pied un programme de lutte biologique visant une espèce végétale envahissante. La planification doit plutôt s'étaler sur 10 à 20 ans.

Le MPLP doit continuer à s'associer avec l'industrie horticole en vue d'éliminer touts les cultivars de *Lythrum* dans les jardins résidentiels car ceux-ci représentent une source de pollen et de semences. Tandis que certaines provinces ont réussi à interdire la vente de *Lythrum*, d'autres n'en ont rien fait. La bataille contre les espèces envahissantes ne peut progresser si une province met sur pied un programme de lutte tandis qu'une autre autorise la vente au détail de la même espèce. Pour éviter ce genre de situation, il faut des programmes de lutte à l'échelle du pays et encore mieux à l'échelle du continent.

Les partenariats et autres groupes d'étude ou de travail sont habituellement créés quand une espèce envahissante a déjà atteint un seuil critique. La maîtrise de la salicaire au Canada n'a pas fait exception. Une maîtrise efficace de la salicaire au Canada exige un effort national comportant des partenariats à l'intérieur des provinces et entre celles-ci, mais aussi entre les divers paliers des gouvernements fédéral et provinciaux. Une stratégie de prévention des espèces végétales envahissantes est également nécessaire à l'échelle du Canada. Les premières étapes pourraient comporter l'adoption d'une loi fédérale permettant de coordonner dans l'ensemble des provinces les programmes de lutte contre les mauvaises herbes. La salicaire et toutes ses variétés cultivées ont par exemple le statut de plantes nuisibles au Manitoba, en Alberta et à l'Île-du-Prince-Édouard, mais elles ont été intégrées, à l'été 2000, dans l'aménagement paysager autour des immeubles du gouvernement provincial, à Québec. Les partenariats peuvent offrir l'infrastructure permettant de lutter contre les espèces exotiques envahissantes et peut-être empêcher l'introduction de nouvelles espèces.

Tableau 2. Source de financement du Projet de lutte contre la salicaire au Manitoba de 1992 à 2000

Catégorie	Source de financement
Secteur privé	Murphy Foundation
	Canada Trust Friends of the Environment
	Fonds de l'environnement Shell
	Hydro Manitoba
	Canards illimités Canada
	Ville de Winnipeg
	Plan nord-américain de gestion de la sauvagine
	Fish Futures Inc.
Gouvernement provincial	Fonds des innovations de développement durable
	Fonds spécial de conservation
	Projet de mise en valeur de la pêche
	Programme Équipe verte urbaine
	Conservation Manitoba
	Société des alcools du Manitoba
Gouvernement fédéral	ÉcoAction 2000
	Action 21
	Service canadien de la faune, Environnement Canada
	Entente Canada-Manitoba sur le développement durable de l'agriculture

Références

Anderson, N.O.; Ascher, P.D. 1993. Male and female fertility of loosestrife (*Lythrum*) cultivars. J. Am. Soc. Hortic. Sci. 118:851–858.

Blossey, B.; Malecki, R.A.; Schroeder, D.; Skinner, L. 1996. A biological weed control programme using insects against purple loosestrife, *Lythrum salicaria*, in North America. Pages 351–355 *in* V.C. Moran and J.H. Hoffmann, eds. Proceedings of the IX International Symposium on Biological Control of Weeds, 19–26 January 1996, Stellenbosch, South Africa. University of Cape Town.

Blossey, B.; Schroeder, D.; Hight, S.D.; Malecki, R. 1994. Host specificity and environmental impact of two leaf beetles (*Galerucella calmariensis* and *G. pusilla*) for biological control of purple loosestrife (*Lythrum salicaria*). Weed Sci. 42:134–140.

Catling, P.M. 1997. The problem of invading alien trees and shrubs: some observations in Ontario and a Canadian Checklist. Can. Field-Nat. 111:338–342.

De Clerck-Floate, R. 1992. The desirability of using biocontrol against purple loosestrife in Canada. Agriculture Canada, Lethbridge, AB. 27 p.

Diehl, J.K.; Holliday, N.J.; Lindgren, C.J.; Roughley, R.E. 1997. Insects associated with purple loosestrife, *Lythrum salicaria* L., in southern Manitoba. Can. Entomol. 129:937–948.

Harp, H.F; Collicutt, L.M. 1983. *Les Lythrums pour le jardin familial*. Station de recherche de Morden, Morden (Man.). Publication d'Agriculture Canada nº 1285F.

Hight, S.D.; Blossey, B.; Laing, J.; De Clerck-Floate, R. 1995. Establishment of insect biological control agents from

Europe against *Lythrum salicaria* in North America. Environ. Entomol. 44:965–977.

Gassmann, A.; Schroeder, D. 1995. The search for effective biological control agents in Europe: history and lessons from leafy spurge (*Euphorbia esula* L.) and cypress spurge (*Euphorbia cyparissias* L.). Biol. Control 5:466–477.

Lindgren, C.J. 2000. Performance of a biological control agent, *Galerucella calmariensis* (Coleoptera: Chrysomelidae) on purple loosestrife *Lythrum salicaria* L. in southern Manitoba. Pages 367–382 *in* N.R. Spencer, ed. Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds, 4–10 July 1999, Bozeman, MT.

Lindgren, C.J.; Clay, R.T. 1993. Fertility of Morden Pink *Lythrum virgatum* L. transplanted into wild stands of *L. salicaria* L. in Manitoba. Hort. Sci. 28:954.

Lindgren, C.J.; Corrigan, J.; De Clerck-Floate, R. 2001. *Lythrum salicaria* L. (Lythraceae). *In* P.G. Mason and J.T. Huber, eds. Biological control programmes in Canada, 1981–2000. CABI Publishing, Wallingford, Oxon, UK.

Mal, T.K.; Lovett-Doust, J.; Lovett-Doust, L.; Mulligan, G.A. 1992. The biology of Canadian weeds. 100. *Lythrum salicaria*. Can. J. Plant Sci. 72:1305–1330.

Malecki, R.A.; Blossey, B.; Hight, S.D.; Schroeder, D.; Kok, L.T.; Coulson, J.R. 1993. Biological control of purple loosestrife; a case for using insects as control agents, after rigorous screening and for integrating release strategies with research. BioScience 43:680–686.

Ottenbreit, K.; Staniforth, R.J. 1994. Crossability of naturalized and cultivated *Lythrum* taxa. Can. J. Bot. 72: 337–341.

Reichard, S.E. 1994. Assessing the potential of invasiveness in woody plants introduced in North America. University of Washington, Seattle, WA.

Reichard, S.H.; Hamilton, C.W. 1997. Predicting invasions of woody plants introduced into North America. Conserv. Biol. 11:193–203.

Scoggan, H.J. 1957. Flora of Manitoba. Natl. Mus. Can. Bull. 140.

Skinner, L.C.; Rendall, W.J.; Fuge, E. 1994. Minnesota's purple loosestrife program: history, findings and management recommendations. Minn. Dep. Nat. Resour. Spec. Publ. 145. 29 p.

Stein, B.A.; S. Flack, editors. 1996. America's least wanted: alien species invasions of U.S. ecosystems. The Nature Conservancy, Arlington, VA. 31 p.

Tangley, L. 1997. The importance of communicating with the public. *In* G. Meffe and C. Ronald Carrol, eds. Principles of conservation biology. 2nd ed. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, MA.

Thompson, D.Q.; Stuckey, R.L.; Thompson, E.B. 1987. Spread, impact and control of purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) in North American wetlands. US Fish Wildl. Serv. Fish Wild. Res. 2. 55 p.

Wilcove, D.S.; Bean, M.J.; Bonnie, R.; McMillan, M. 1996. Rebuilding the ark: toward a more effective endangered species act for private land. Environmental Defense Fund, Washington, DC.

Maîtrise des populations établies d'espèces exotiques

Daniel Simberloff

Quand une espèce exotique a franchi toutes les barrières qui devaient l'empêcher d'envahir un territoire, trois options se présentent : ne rien faire, tenter de l'éradiquer (ce qui signifie éliminer chaque individu), ou essayer de limiter la population à une densité qui soit acceptable. Faute de connaissances au sujet de l'envahissement d'une espèce, ou de moyens financiers pour lutter contre cet envahissement, l'option de ne rien faire est sans aucun doute la plus fréquemment retenue. Rarement le choix d'une option est-il fondé sur un jugement systématique selon lequel l'envahissement de l'espèce exotique n'aura vraisemblablement pas d'incidence importante ou qu'il n'existe aucun moyen de lutter contre cette espèce. Par ailleurs, on rejette souvent d'emblée la solution de l'éradication avant même d'en avoir évalué les chances de réussite. Chacune des trois options mérite cependant d'être considérée avec soin.

Ne rien faire

Plusieurs raisons justifient de ne rien faire. Ainsi, seules quelques espèces exotiques ont des incidences écologiques et économiques importantes. Williamson et Brown (1986) et Williamson (1996) ont proposé la « règle des dix », selon laquelle 10 % des espèces exotiques établies deviennent des espèces nuisibles. *Espèce nuisible* est un terme arbitraire : une personne peut considérer une espèce comme étant nuisible alors que pour une autre, c'est une ressource importante. L'exemple le plus connu à cet égard est celui de la vipérine à feuilles de plantain (*Echium plantagineum* L.), une mauvaise herbe très connue en Australie. Détestée par l'industrie des productions animales, elle est prisée par les apiculteurs en raison du nectar et du pollen qu'elle produit (Cullen et Delfosse, 1985; Delfosse, 1985). Néanmoins, si on se rapporte à plusieurs des définitions de la notion d'*espèce nuisible*, la règle des dix continue de tenir assez bien. En effet, plusieurs chercheurs ayant étudié diverses espèces exotiques concluent que de 5 à 20 % d'entre elles auraient eu des répercussions importantes (Williamson, 2000; Lockwood *et al.*, 2001). Par contre, comme la règle des dix ne précise pas quelles espèces envahissantes causeront de graves problèmes, elle n'est pas d'une très grande utilité pour le gestionnaire qui doit lutter contre une nouvelle espèce envahissante. En ce qui concerne la biologie de ces espèces, il s'avère difficile de prévoir lesquelles deviendront envahissantes et dans quelle mesure elles le seront (par exemple, Hobbs et Humphries, 1995). De plus, une évaluation quantitative erronée, y compris l'estimation des coûts et avantages des diverses stratégies de gestion, aggrave le problème (Thomas et Willis, 1998; Louda, 2000).

Par ailleurs, une partie des populations de toutes les espèces introduites, y compris certaines classifiées comme espèces nuisibles importantes, vont probablement perdre de l'importance (voir Simberloff, dans le présent ouvrage, p. 29). On a peu étudié le phénomène des baisses spontanées de populations, en dépit du fait que certains cas frappants soient bien documentés; par exemple, celui de l'élodée du Canada (*Elodea canadensis* Michx.) en Angleterre (Arber, 1920; Elton, 1958; Simpson, 1984), en Allemagne (Scherer-Lorenzen *et al.*, 2000) et en Suède (Andersson et Willén, 1999). En revanche, le phénomène du délai de réponse dans les pullulations de populations est assez bien connu (par exemple, Crooks et Soulé, 1996). Dans plusieurs cas, les populations d'espèces introduites sont demeurées petites, sous le seuil de nocivité, et souvent leur répartition géographique a été limitée durant des décennies avant de proliférer au point de devenir des espèces nuisibles importantes. Ainsi, la cardère à feuilles laciniées (*Dipsacus laciniatus* L.) était présente en Amérique du Nord au XIX^e^ siècle et probablement au XVIII^e^ siècle aussi; elle n'était toutefois pas considérée comme une espèce nuisible à l'époque, et sa répartition géographique était assez limitée aux États-Unis (Solecki, 1993) et au Canada (Werner, 1975). Par contre, au cours des 10 à 30 dernières années, elle s'est rapidement répandue aux États-Unis dans les régions du nord-est et du Midwest, peut-être en raison de la construction des autoroutes. Elle est maintenant considérée comme une espèce nuisible dans les habitats naturels (Solecki, 1993). Les causes du délai de réponse et des déclins spontanés de populations sont souvent mystérieuses, et la fréquence de ces phénomènes n'est pas connue, bien que le premier soit mentionné plus souvent (voir Simberloff, dans le présent ouvrage, p. 29). Ces phénomènes ne favorisent donc pas l'option de ne rien faire.

Dans certains cas, on invoque l'argument suivant pour justifier le choix de ne rien faire : peu d'espèces introduites à l'extérieur de leur aire de répartition d'origine ont envahi de vastes habitats naturels. En conséquence, bien des populations d'espèces nouvellement établies sont peu susceptibles de pulluler rapidement. L'attrape-mouche (*Dionaea muscipula* Ellis) est une espèce que

l'on souhaite protéger en raison de ses exigences très particulières en matière d'habitat et de la diminution de son aire de répartition en Caroline du Nord, son État d'origine (Culotta, 1994). De petites populations de cette espèce ayant été introduites dans le nord de la Floride depuis des années ont survécu et ne semblent pas avoir tendance à devenir envahissantes (Simberloff *et al.*, 1997). Tenter aujourd'hui d'en limiter l'envahissement ne constituerait probablement pas un emploi judicieux des maigres ressources financières. Par ailleurs, on a expédié à plusieurs reprises, de la Floride au Canada, la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laub.), une des plantes aquatiques, en provenance de l'Amérique du Sud, les plus répandues et les plus dommageables qui soient (Cronk et Fuller, 1995), comme plante ornementale (Brown, 1997). L'espèce ne constitue pas une menace au Canada, car elle est vouée à disparaître chaque hiver; on s'inquiète cependant du fait que des entreprises canadiennes de vente par correspondance puissent expédier des plants de jacinthe dans des régions plus chaudes. Au Canada, la vue d'une petite population de jacinthes d'eau ne devrait entraîner aucune intervention, ce qui serait un comportement tout à fait raisonnable. (Toutefois, le Canada devrait se sentir obligé de participer à la prévention de la propagation de la jacinthe d'eau à l'échelle mondiale.) Pour plusieurs autres espèces, il sera malheureusement beaucoup plus difficile d'évaluer les risques d'envahissement.

Ainsi, les arguments en faveur de l'option de ne rien faire en ce qui concerne une population établie d'une espèce exotique sont semblables à ceux qui sont invoqués au moment où on autorise ou interdit des introductions planifiées d'espèces (par exemple, National Research Council, 2000). Généralement, nous sommes encore incapables de faire des prévisions valables à cet égard.

Éradiquer

Dans le meilleur des cas, on s'oppose à l'éradication d'une espèce exotique établie en raison du côté peu pratique de l'approche et dans le pire des cas, on le fait par crainte de gaspiller des ressources ou de provoquer des incidences dévastatrices (par exemple, Dahlsten, 1986). Une grande part de l'impopularité du recours à l'éradication tient à quelques échecs antérieurs coûteux et bien connus du public (cf. Myers *et al.*, 1998, 2000), tels que les tentatives d'éradiquer aux États-Unis la fourmi de feu importée (*Solenopsis invicta* Buren = *S. wagneri* Santschi). Sur le plan financier, l'expérience fut une catastrophe coûteuse et sur le plan technique, une solution peu pratique; de plus, les incidences négatives sur les espèces non visées furent très nombreuses (Davidson et Stone, 1989). C'est pourquoi le biologiste E. O. Wilson a qualifié cette expérience de « Vietnam de l'entomologie » (Brody, 1975). D'une manière moins grave, la tentative d'Agriculture Canada et de la British Columbia Fruit Growers Association de pulvériser des insecticides pour éradiquer le carpocapse de la pomme (*Cydia pomonella* (L.)) et d'effectuer des lâchers de mâles stériles dans la vallée de l'Okanagan, en Colombie-Britannique, s'est transformée en limitation des populations en raison de la lenteur et du coût de la méthode et malgré la remarquable réduction des populations (Myers *et al.*, 2000).

L'étude des réussites et des échecs en matière d'éradication (Myers *et al.*, 2000; Simberloff, 2002) nous amène à croire que les objectifs de la méthode sont souvent plausibles, mais que les échecs sont coûteux sur le plan de l'écologie, de l'économie et de la confiance du public.

Les méthodes utilisées dans un programme d'éradication peuvent être les mêmes que celles employées dans un programme de limitation des populations. Dans un tel cas, même une éradication ratée peut être bénéfique (Simberloff, 1997) si on a réussi à réduire les populations de l'espèce nuisible et si les coûts écologiques et économiques sont proportionnels au niveau de réduction. Cependant, si les programmes de limitation des populations et d'éradication utilisent des méthodes différentes, une éradication ratée peut causer beaucoup de dommages (Dahlsten, 1986). Ainsi, l'emploi d'un pesticide chimique pour éradiquer une espèce cible peut nuire davantage aux populations d'ennemis naturels ou aux compétiteurs qu'à l'espèce nuisible elle-même. Évidemment, une telle situation ne fait qu'aggraver le problème. En revanche, l'échec d'un programme de limitation des populations pour la même espèce (par exemple, l'arrachage à la main d'une mauvaise herbe nuisible) n'aura, dans le pire des cas, aucun effet.

Par conséquent, avant de mettre en place un programme d'éradication, il faut répondre à certains critères liés à la faisabilité, aux ratios coûts-avantages, et aux incidences sur les espèces non visées.

- **Les ressources doivent être suffisantes pour que le programme d'éradication soit mené à terme, et correspondre aux avantages escomptés.** Contre une espèce bien établie, l'éradication peut coûter des millions de dollars. Ainsi, le remarquable programme d'éradication du moustique africain (*Anopheles gambiae* Giles), vecteur du paludisme, dans une grande région du nord-est du Brésil (Soper et Wilson, 1943; Davis et Garcia, 1989), avait été bien financé par le gouvernement brésilien et la Rockefeller Foundation.

- **Le pouvoir délégué au responsable du programme (individu, organisme, programme interorganismes) doit être suffisamment clair et étendu pour permettre au responsable de prendre toutes les mesures nécessaires.** Les programmes

d'éradication s'appliquent souvent à plus d'un territoire (par exemple, les provinces, les municipalités et les propriétés foncières privées), et les divers groupes d'intérêt ont des points de vue différents en ce qui concerne les coûts et les avantages de l'éradication. Par exemple, le public peut s'opposer aux arrosages aériens de pesticides, alors que les agriculteurs les jugent très importants. Pour mener à terme un programme d'éradication, il doit y avoir collaboration entre tous les groupes d'intérêt, sinon le programme risque d'être remis en question (Perkins, 1989; Simberloff, 2002). L'échec du programme d'éradication du carpocapse de la pomme en Colombie-Britannique en est un bon exemple (Myers *et al.*, 2000).

- **Il faut connaître suffisamment la biologie de l'espèce cible pour évaluer les chances de réussite de l'éradication.** Par exemple, le programme d'éradication de l'escargot terrestre géant d'Afrique (*Achatina fulica* (Férussac)) dans certaines parties de la Floride (Mead, 1979) et du Queensland, en Australie (Colman, 1978), a été possible uniquement parce qu'il n'y a pas d'autofécondation chez cette espèce. Autre exemple, les plantes dont la banque de semences est viable très longtemps dans le sol sont plus difficiles à éradiquer.
- **Souvent, il faut que l'éradication se fasse dans la perspective où la population éradiquée n'envahira pas de nouveau le territoire.** On a éliminé avec succès de nombreuses populations de vertébrés sur des îles (Simberloff, 2002), sans nouvel envahissement, ou très peu. À cause de leur isolement géographique, les îles sont des territoires particulièrement attirants pour des programmes d'éradication. L'éradication du rat surmulot (*Rattus norvegicus* (Berkenhout)) de l'île Langara, une des îles de la Reine-Charlotte, en Colombie-Britannique, illustre bien ce phénomène (Myers *et al.*, 2000). Par contre, même si on avait éradiqué les populations de carpocapse de la pomme de la vallée de l'Okanagan, l'insecte aurait rapidement réussi à réenvahir la vallée depuis les autres régions de pomiculture.
- **Lorsque les enjeux sont élevés et les ressources suffisantes et que la méthode est efficace, l'éradication peut convenir, même si un nouvel envahissement sporadique est vraisemblable.** En Colombie-Britannique, on a exécuté 20 programmes d'éradication de la spongieuse (race asiatique, *Lymantria dispar* (L.)) (Myers *et al.*, 2000); l'espèce continue néanmoins à envahir la province. Mis en œuvre en 1992, le plus vaste de ces programmes comprenait la pulvérisation d'un insecticide microbien sur 19 000 hectares, et le coût approximatif du programme était de 6,5 millions $CAN (Nealis, dans le présent ouvrage, p. 151). Les raisons qui suivent servent à justifier ces programmes d'éradication de la spongieuse : chaque fois, on pense avoir réussi à éradiquer l'insecte; la spongieuse ne se disperse pas facilement; à petite échelle, la pulvérisation de l'insecticide microbien *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* (*Btk*) a de faibles incidences négatives sur les espèces non visées; les éventuelles conséquences écologiques et économiques de l'établissement d'une population de cette espèce en Colombie-Britannique et dans la région américaine du nord-ouest seraient désastreuses.
- **L'éradication ne doit pas aggraver le problème.** Par exemple, même s'il n'y a pas de nouvel envahissement, l'espèce éradiquée sera-t-elle simplement remplacée par une autre espèce exotique nuisible? Ou verra-t-on plutôt apparaître un tout nouveau problème? Dans l'île de Santa-Cruz, en Californie, le retrait de grands herbivores qui y avaient été introduits a été suivi d'une grande augmentation des populations de mauvaises herbes exotiques, en particulier du fenouil doux (*Foeniculum vulgare* P. Mill.) (Dash et Gliessman, 1994).

Limiter les populations

Lorsqu'un programme d'éradication échoue ou que l'éradication ne fait pas partie des possibilités, et qu'on a décidé d'intervenir pour lutter contre une espèce nuisible, on peut opter pour le maintien des populations à des densités suffisamment basses pour être acceptables. Plusieurs approches existent à cet égard : lutte mécanique, lutte chimique, lutte biologique, gestion des écosystèmes (Simberloff *et al.*, 1997; Simberloff, 2000). Ces approches ne s'excluent pas l'une l'autre, et aucune n'est infaillible. Chacune d'entre elles s'étant toutefois révélée utile dans certaines circonstances, elles font toutes partie de l'ensemble des moyens dont on dispose pour lutter contre des espèces envahissantes.

On utilise fréquemment l'expression « lutte intégrée », surtout en agriculture, en faisant allusion à la limitation des populations. Le sens donné à la lutte intégrée varie selon les auteurs (Cate et Hinckle, 1994; US Congress, 1995; Ehler et Bottrell, 2000; Lockwood, 2000). À la fin des années 1950 et dans les années 1960, on associait lutte intégrée et réduction draconienne des pesticides chimiques, et même suppression totale sous un certain seuil de densité de l'espèce. On visait alors à augmenter les populations d'ennemis naturels de l'espèce nuisible (lutte culturale) au moyen de lâchers sporadiques d'ennemis naturels exotiques (lutte biologique classique) ou de lâchers d'individus supplémentaires pour augmenter le nombre d'ennemis naturels indigènes ou exotiques (lâchers inondatifs). De nos jours, certains définissent la lutte intégrée comme le recours à la gamme

entière de ces méthodes; pour d'autres, il s'agit d'une lutte chimique comprenant comme condition préalable un seuil minimum de densité des populations de l'espèce nuisible (plutôt qu'une pulvérisation systématique sans décompte de la densité des populations). En raison de la confusion liée à l'emploi de l'expression « lutte intégrée », je ne traiterai que de ses composantes techniques principales.

La lutte mécanique

La lutte mécanique comprend plusieurs techniques, de l'arrachage à la main de plantes ou du prélèvement d'animaux jusqu'à l'emploi de machines complexes. L'élimination mécanique peut être remarquablement efficace, mais elle est exigeante en main-d'œuvre. En matière de lutte contre les espèces nuisibles, on a souvent fait appel au bénévolat, surtout les organismes voués à la conservation tels que Nature Conservancy (par exemple, Randall *et al.*, 1997). En Floride, le programme Pepper Busters, mené par des bénévoles, a joué un rôle de premier plan dans le domaine de la lutte contre le faux-poivrier à feuilles de térébinthe (*Schinus terebinthifolius* Raddi), l'espèce végétale la plus envahissante de l'État (Zarillo, 1999). Plus récemment aux États-Unis, on a exploité le grand réservoir de main-d'œuvre pénale en vue d'obtenir de l'aide dans les programmes de limitation des populations de certaines espèces. Au Kentucky, la State Nature Preserves Commission a eu recours à des bénévoles déclarés coupables d'avoir conduit un véhicule automobile en état d'ivresse, pour gérer avec succès le chardon penché (*Carduus nutans* L.) dans certaines zones (J. Bender, Kentucky State Nature Preserves Commission, Frankfort (KY), comm. pers.). En Floride, les détenus ont joué un rôle crucial dans la lutte contre l'envahissement du niaouli (*Melaleuca quinquenervia* (Cav.) S.T. Blake) (Campbell et Carter, 1999). Lorsqu'on considère que le problème de l'élimination d'une espèce exotique est suffisamment important pour en justifier le coût, on peut recourir à des travailleurs rémunérés. En Afrique du Sud, le vaste programme de travaux publics Working for Water a joué un rôle important dans la lutte contre des plantes nuisibles exotiques, en employant notamment de nombreuses équipes de lutte mécanique (McQueen *et al.*, 2000; van Wilgen *et al.*, 2000).

La participation d'un grand nombre de citoyens aux programmes de bénévolat et de travaux publics, tels que Working for Water, sensibilise le public et l'associe à la lutte contre les espèces exotiques envahissantes. À Victoria, en Colombie-Britannique, le projet Garry Oak Meadow Invasive Plant Removal se concentre sur les « corvées anti-genêt » pour éliminer le genêt à balais (*Cytisus scoparius* (L.) Link); le nombre de simples citoyens à y participer est si grand que la liste en est publiée chaque mois dans le bulletin régional sur l'environnement (Econews, 1998). La campagne d'élimination sert à faire connaître le genêt et les plantes exotiques en général à l'échelle régionale (par exemple, Curtis, 1996). Davantage important, peut-être, est le fait qu'elle attire beaucoup de jeunes, comme les élèves des écoles élémentaires et les membres du mouvement des guides (V. G. Nealis, Service canadien des forêts, Victoria (C.-B.), comm. pers.), et qu'elle sert à les instruire sur les espèces exotiques.

La lutte chimique

Même s'ils soulèvent souvent la controverse, les produits chimiques (herbicides, rodenticides, insecticides, etc., y compris les pesticides microbiens tels que le *Btk*) sont parfois efficaces pour limiter des populations. Certains des pesticides de première génération avaient des incidences importantes sur les espèces non visées, y compris des effets sur la santé humaine. La désastreuse campagne d'éradication des fourmis de feu (à l'aide d'hydrocarbures chlorés), dont nous avons traité auparavant, en est un exemple. Des bilans bien connus du public et portant sur des problèmes liés à l'emploi des pesticides, à commencer par *Le printemps silencieux* de Rachel Carson (1962), ont répandu la phobie des produits chimiques (Williams, 1997).

Aujourd'hui, même si plusieurs pesticides ont moins d'incidences sur les espèces non visées, ils ont d'autres désavantages (Simberloff, 2000). Certains coûtent cher, en particulier si on les utilise régulièrement dans de grands habitats naturels. Comme les espèces développent de la résistance aux pesticides, il faut en employer davantage, ce qui en augmente le coût. Tôt ou tard, le produit chimique devient inefficace contre l'espèce cible. Cependant, les pesticides, employés seuls ou associés à une méthode de lutte mécanique, sont souvent très utiles. Par exemple, on a réduit considérablement, à des densités acceptables, et maintenu à de telles densités, les populations de jacinthe d'eau en Floride grâce à la pulvérisation de l'herbicide 2,4-D, avec une part d'arrachage (Schardt, 1997). En revanche, certaines incidences des produits chimiques ou de leurs produits de dégradation sur les espèces non visées peuvent être à la fois subtils ou complexes, et dommageables. Le phénomène de la bioamplification, qui a mené au déclin de populations d'oiseaux de proie après que les concentrations de DDT aient causé l'amincissement des coquilles d'œuf (Stiling, 1996), est un exemple bien connu de répercussions sur des espèces non visées.

La lutte biologique

La lutte biologique classique comprend l'introduction d'un ennemi naturel de l'espèce nuisible (en général, un prédateur, un herbivore, un parasite ou une maladie) dans le but d'en maintenir les populations à des densités

acceptables (Greathead, 1995). Elle ne vise pas explicitement à éradiquer l'espèce cible (Center *et al.*, 1997), mais plutôt à établir progressivement une relation homéostatique entre l'espèce nuisible et son ennemi. Ainsi, l'augmentation des populations de l'espèce cible au-delà d'un certain seuil entraîne automatiquement celle de l'ennemi naturel qui, à son tour, fait décliner la première.

La lutte biologique classique a parfois été une méthode très efficace, en particulier dans les domaines de l'agriculture et de la sylviculture. Au Canada, par exemple, on maîtrise bien les populations de chardon penché à l'aide de l'espèce exotique de charançon *Rhinocyllus conicus* Froel. (Harris, 1984). En Afrique, le manioc amer (*Manihot esculenta* Crantz) a été dévasté par la cochenille farineuse du manioc *(Phenacoccus manihoti* (Matile-Ferrero)) qui est apparue au début des années 1970. On a bien maîtrisé le problème en introduisant la guêpe endoparasite *Epidinocarsis lopezi* (De Santis) (Odour, 1996; Bellotti *et al.*, 1999). De tels exemples en ont mené plusieurs à considérer la lutte biologique comme une solution de rechange « verte » à la lutte chimique. D'ailleurs, certains ont claironné qu'elle était la seule solution contre les espèces exotiques envahissantes. McFadyen (1998, p. 369) affirme que la lutte biologique est la seule méthode de lutte contre les mauvaises herbes exotiques qui soit sans danger et durable du point de vue économique et écologique. Lorsque les travaux de lutte biologique donnent les résultats escomptés, ils offrent deux avantages par rapport à la lutte chimique : d'une part, on les exécute seulement dans une partie du territoire de l'espèce cible, car l'agent de lutte biologique peut se disperser de lui-même; d'autre part, la lutte se poursuit perpétuellement sans qu'on ait à répéter le traitement. Elle ne constitue cependant pas une panacée pour cinq raisons principales.

- **En général, la lutte biologique ne fonctionne pas.** Même si on connaît de multiples réussites dans le domaine, la plupart des espèces introduites à des fins de lutte biologique classique n'arrivent pas à maîtriser suffisamment l'espèce cible. En fait, pour une espèce cible donnée, beaucoup de populations d'espèces exotiques ennemies survivent et s'établissent mais en général, seulement un tiers d'entre elles parviennent réellement à procurer l'effet désiré (Williamson, 1996).

- **Parfois, la lutte biologique a des incidences sur des espèces non visées.** Même si on a affirmé qu'ils étaient écologiques (par exemple, Odour, 1996; McFadyen, 1998), certains projets de lutte biologique ont eu des effets négatifs sur des espèces non visées, y compris certaines que l'on souhaitait conserver (Simberloff et Stiling, 1996). Par exemple, le charançon *Rhinocyllus conicus*, qui a été introduit au Canada, comme on l'a mentionné, pour lutter contre le chardon penché, s'est propagé naturellement et il a en outre été distribué à grande échelle aux États-Unis et au Canada par les organismes gouvernementaux et les simples citoyens. Aujourd'hui, ce charançon menace plusieurs espèces indigènes de chardon du genre *Cirsium*, y compris une espèce faisant partie de la liste de la *Endangered Species Act* des États-Unis (Louda *et al.*, 1997; US Department of the Interior, 1997). L'extinction de plusieurs espèces indigènes d'escargot des îles du Pacifique à la suite du recours à un agent de lutte biologique, l'escargot prédateur *Euglandina rosea* (Férussac), compte parmi les échecs notables en matière de conservation. L'introduction de ce prédateur pour lutter contre l'escargot terrestre géant d'Afrique *Achatina fulica* (Férussac) n'a pas mené aux résultats attendus; en effet, les populations de l'espèce cible ont décliné d'elles-mêmes, y compris dans les îles où on n'y avait pas introduit le prédateur (Civeyrel et Simberloff, 1996). De la même manière, l'introduction de la mangouste tachetée de l'Inde (*Herpestes javanicus* (E. Geoffroy Saint-Hilaire)) dans plusieurs archipels du monde, dont l'objectif était de lutter contre les rats, a plutôt mené à l'extinction de nombreuses espèces non visées de vertébrés à l'échelle planétaire (Honegger, 1981; Cheke, 1987; Funasaki *et al.*,1988).

L'enjeu qui se pose à l'heure actuelle est de savoir si les méthodes de lutte biologique peuvent remédier au problème des incidences sur les espèces non visées. Cette question fait l'objet d'un vif débat (par exemple, Hokkanen et Lynch, 1995; Follett et Duan, 2000). Alors que plusieurs auteurs s'opposent à l'utilisation d'espèces qui ne sont pas très bien adaptées à lutter spécifiquement contre les espèces cibles (par exemple, Center *et al.*, 1997; Cowie, 2001), d'autres pensent le contraire. Par exemple, les responsables de la A&T State University Cooperative Extension (North Carolina State University, 2000) recommandent l'utilisation de la carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes)), poisson herbivore non spécifique, afin de lutter contre les plantes aquatiques exotiques en Caroline du Nord.

- **Les agents de lutte biologique peuvent atteindre des régions où leur présence n'est pas souhaitée.** Tous les organismes vivants ont recours à divers modes de dispersion et, une fois dispersés, peuvent former de nouvelles populations. Par exemple, la pyrale d'Argentine (*Cactoblastis cactorum* (Bergroth)) qu'on a introduite dans l'île de Nevis afin de lutter contre un oponce (*Opuntia* spp.), s'est propagée dans une très grande partie des Antilles et de l'est des États-Unis, où elle a attaqué une espèce indigène à répartition restreinte (Simberloff, 1992). Elle pourrait maintenant se propager vers l'ouest

et gagner le sud-ouest des États-Unis et le Mexique, où elle risque de devenir une menace pour la conservation des espèces et l'agriculture (Stiling et Simberloff, 2000).

- **Les analyses coûts-avantages présentent des failles (par exemple, Frank, 1998).** L'analyse de toute éventuelle méthode de lutte, y compris la lutte biologique, devrait être aussi détaillée que possible (Simberloff et Stiling, 1998; Louda, 2000). Toutefois, il est beaucoup plus difficile d'évaluer les avantages et les coûts en matière de conservation (découlant de la présence ou de la perte d'une espèce rare et non commerciale) qu'en matière d'agriculture (avantages économiques d'une méthode) (Simberloff, 1992).
- **Dans le domaine de la lutte biologique, les introductions d'espèces sont en général irréversibles.** Mis à part le cas d'organismes qui ne se reproduisent pas (par exemple, la carpe de roseau triploïde, mais consulter aussi Fuller *et al.*, 1999), une fois qu'une espèce introduite est établie, son éradication ultérieure n'est plus envisageable (Greathead, 1995; Simberloff et Stiling, 1996). Ainsi, toute erreur, comme un impact sur une espèce non visée, n'est pas facile à corriger. En revanche, dans un programme de lutte chimique, on peut simplement interrompre l'utilisation du produit chimique (même si le produit ou ses éléments de dégradation peuvent persister dans l'environnement).

On regroupe sous le nom de lutte biologique plusieurs approches différentes de la lutte biologique classique (US Congress, 1995). Par exemple, dans le cas de lâchers inondatifs ou augmentatifs, on récolte les ennemis naturels ou on en fait l'élevage pour des lâchers ultérieurs dans le but d'augmenter les populations existantes d'ennemis naturels, indigènes ou introduits (US Congress, 1995). Il existe beaucoup de documentation sur certaines de ces approches (par exemple, le lâcher inondatif ou le lâcher d'insectes stériles) et très peu sur d'autres. La lutte biologique classique est beaucoup plus utilisée que toutes ses variantes.

La gestion des écosystèmes

Gérer un écosystème dans son ensemble peut parfois avantager les espèces indigènes par rapport aux espèces exotiques. Cet énoncé constitue la base de la lutte culturale (Stiling, 1985), une ancienne approche utilisée en agriculture et une composante importante des débuts de la lutte intégrée dans les écosystèmes agricoles. La gestion des écosystèmes comme mode de gestion d'espèces introduites est une simple application de la lutte culturale à l'extérieur du domaine agricole. Ainsi, dans les forêts de pin des marais (*Pinus palustris* P. Mill.) du sud-est des États-Unis, le maintien du régime naturel d'inflammabilité peut avoir contribué à ralentir l'envahissement par des espèces exotiques végétales et animales (Simberloff, 2001). Louda (2000) affirme qu'une bonne exploitation des pâturages, particulièrement la prévention du surpâturage, empêche le chardon penché de devenir une mauvaise herbe importante sur le plan économique; le chardon perd ainsi la bataille contre les graminées (Austin *et al.*,1985; Hamrick et Lee, 1987; Popay et Medd, 1990).

La gestion des écosystèmes est devenue un « mantra » dans plusieurs groupes de gestionnaires de ressources. Toutefois, l'expression constitue davantage une sorte de cliché qu'un terme désignant un ensemble précis de techniques d'aménagement, et on a rarement expérimenté ces techniques de façon rigoureuse (Simberloff, 1998). Étant donné que la gestion des écosystèmes est la plus récente des quatre approches de limitation des populations, il faut absolument pousser la recherche dans ce domaine.

Conclusion

Les points communs aux approches décrites ci-dessus sont les suivants : il n'existe pas une seule façon de lutter contre tous les envahissements; certains sujets font présentement l'objet de débats (par exemple, les analyses coûts-avantages, l'éradication, la lutte chimique, la lutte biologique); de plus, il faut évaluer attentivement les options de gestion afin d'en préciser les incidences sur les espèces cibles et les espèces non visées. Il faut entreprendre beaucoup de recherche dans le domaine. Par ailleurs, les biologistes spécialistes des espèces envahissantes se posent la question suivante depuis des décennies : pourquoi certains envahissements échouent-ils alors que d'autres ont des retombées stupéfiantes? L'orientation actuelle de la recherche dans le domaine des espèces envahissantes est peut-être un élément de réponse : on a tendance à appuyer davantage les projets de science appliquée que ceux de science pure et à ne s'intéresser qu'à quelques espèces devenues nuisibles. La recherche fondamentale sur la biologie des espèces envahissantes pourrait contribuer à orienter la gestion de cas précis d'envahissements et de leurs voies d'entrée pour en arriver à préciser si une espèce risque un jour de devenir nuisible.

Lorsqu'on publie les résultats des recherches sur la gestion des espèces envahissantes, on le fait le plus souvent dans la littérature grise (documents de source générale qui ne sont habituellement pas accessibles par les réseaux courants de communication ou d'édition); une partie de ces résultats se transmet par voie de communications personnelles (Simberloff, 1999). Dans les domaines de l'éradication et de la lutte mécanique, on a peu l'habitude de publier les résultats des recherches dans des périodiques importants; de plus, même s'il existe une documentation abondante et étoffée sur la

lutte chimique et biologique, il demeure difficile de partager les connaissances sur le sujet. On a donc tendance à réinventer des méthodes et des techniques de lutte, même celles qui furent des échecs, alors qu'il faut du temps avant que les gestionnaires de la lutte dirigée ne prennent connaissance des nouvelles réussites ou des essais prometteurs.

Souvent, la gestion des espèces exotiques est aussi ralentie par le manque d'études approfondies sur toutes les options de lutte contre les envahissements (Louda *et al.*, 1998; Thomas et Willis, 1998; Louda, 2000). Pour résoudre le problème, les organismes responsables doivent embaucher des employés très bien informés et s'assurer de la participation de tous les groupes d'intérêt aux décisions. Par ailleurs, la gestion des espèces envahissantes devient trop souvent la responsabilité de personnes dont les compétences sont limitées ou non liées au problème ou encore, de personnes profondément convaincues des avantages d'une seule technique. Le recours à des employés qualifiés et la mise en place d'un mécanisme de prise de décisions entraîneront certes des coûts supplémentaires, mais l'ampleur du problème des espèces envahissantes les justifie. Un bon programme de recherche scientifique est à la base de toute approche efficace en cette matière, mais les sommes investies par la plupart des pays ne sont pas proportionnelles au problème. Comme on comprend à peine la biologie de plusieurs des espèces envahissantes, il faut y consacrer davantage de recherche.

En cette ère de la technologie de l'information, des sites Web offrant plusieurs liens pourraient accélérer grandement la transmission aux gestionnaires des renseignements sur les nouveaux envahissements, les menaces qu'ils peuvent représenter et les nouvelles percées dans les techniques de lutte contre les espèces envahissantes (Ricciardi *et al.*, 2000). La création de tels sites Web évolue rapidement; par exemple, ceux du US Invasive Species Council (http://www.invasivespecies.gov/), du Hawaiian Ecosystems at Risk Project (http://www.hear.org), et du US Sea Grant (http://www.sgnis.org). Cependant, il faut constamment mettre à jour les sites Web et valider l'exactitude des données et des renseignements qui s'y trouvent. De plus, valider l'identification des espèces sur les sites Web existants est parfois difficile, mais néanmoins plus facile que l'évaluation de la justesse des méthodes d'aménagement et de leur prétendue efficacité. Par ailleurs, les articles scientifiques révisés par des pairs sont les sources d'information les plus fiables mais leur publication se fait souvent lentement, et leurs résultats doivent être vulgarisés. Des gestionnaires de sites Web qualifiés et critiques pourraient jouer un rôle important en examinant en détail les rapports publiés et non publiés; ils pourraient aussi les interpréter, les résumer et les évaluer.

La gestion efficace des espèces envahissantes nécessite une bonne surveillance et un mécanisme de réponse rapide (Simberloff, 1999; Weiss, 1999). Comme le coût de l'éradication est proportionnel à la superficie de la zone envahie, il est préférable d'entreprendre rapidement le programme d'éradication (par exemple, Simberloff, 1997; Weiss, 1999; Myers *et al.*, 2000). En Australie, l'éradication rapide d'un mollusque (peut-être *Mytilopsis sallei* (Recluz)) est un exemple des avantages à agir rapidement (Myers *et al.*, 2000). Apparentée à la moule zébrée (*Dreissena polymorpha* (Pallas)), cette espèce a été découverte en 1999 à Cullen Bay, dans le port de Darwin, moins de six mois après son arrivée et avant qu'elle ne se soit propagée plus loin en Australie. Moins de neuf jours après cette découverte, on a mis la baie en quarantaine et on y a appliqué 160 tonnes d'agent de blanchiment et 54 tonnes de sulfate de cuivre. On pense que tous les organismes vivants ont été tués; par conséquent, la population de mollusques a été éradiquée. On peut imaginer ce qu'on aurait épargné en Amérique du Nord si on avait découvert la moule zébrée peu après son arrivée et qu'on l'avait éradiquée aussitôt. Même lorsque l'éradication n'est pas réalisable, repérer une espèce introduite envahissante et limiter rapidement ses populations peut aider à la conserver perpétuellement à de faibles densités et souvent, à restreindre la répartition géographique de l'espèce. Une fois établie dans une grande région, la même espèce peut entraîner de grandes dépenses continues (cf. Schardt, 1997). La surveillance n'est pas gratuite, mais ses avantages dépassent la simple détection des espèces envahissantes (par exemple, elle peut servir à confirmer le statut d'espèces menacées ou celui d'écosystèmes à conserver). Le maintien d'un mécanisme de réponse rapide est sans doute moins lié à l'embauche de nouveaux employés qu'à l'accès à des moyens légaux et administratifs pour mobiliser les ressources existantes et agir rapidement; à Chicago et à New York, la lutte efficace contre le longicorne asiatique (*Anoplophora glabripennis* (Mots.)) l'illustre bien (Van Driesche et Van Driesche, 2000).

En dernier lieu, malgré les faiblesses énumérées précédemment au sujet des méthodes d'éradication et des divers modes de limitation des populations, on connaît beaucoup d'expériences réussies. Ne soyons donc pas trop pessimistes quant à la perspective de gérer les populations d'espèces envahissantes déjà présentes, mais reconnaissons néanmoins qu'il est beaucoup plus mieux de les tenir éloignées. Imaginons l'efficacité de la gestion des espèces nuisibles si l'on accordait aux espèces exotiques envahissantes une attention proportionnelle à la menace qu'elles représentent à l'échelle mondiale.

Remerciements

L'auteur remercie Renata Claudi, Ole Hendrickson et Vince Nealis de leurs commentaires constructifs à propos de l'ébauche de ce texte.

Références

Andersson, B.; Willen, E. 1999. Lakes. Acta Phytogeog. Suec. 84:149–168.

Arber, A. 1920. Water plants. A study of aquatic angiosperms. Cambridge University Press, Cambridge, UK. Reprint 1963. J. Cramer, Lehre. Reprint 1972. Codicote, Herts, Wheldon & Wesley.

Austin, M.P.; Groves, R.H.; Fresco, L.M.F.; Kaye, P.E. 1985. Relative growth of six thistle species along a nutrient gradient with multispecies competition. J. Ecol. 73:667–684.

Bellotti, A.C.; Smith, L.; Lapointe, S.L. 1999. Recent advances in cassava pest management. Annu. Rev. Entomol. 44:343–370.

Brody, J.E. 1975. Agriculture department to abandon campaign against the fire ant. New York Times, 20 April 1975, p. 46.

Brown, T.C. 1997. The state's role. Pages 339–356 *in* D. Simberloff, D.C. Schmitz, and T.C. Brown, eds. Strangers in paradise. Impact and management of nonindigenous species in Florida. Island Press, Washington, DC.

Campbell, C.; Carter, F.D. 1999. The Florida department of corrections involvement in exotic pest plant control. Pages 147–149 *in* D.T. Jones and B.W. Gamble, eds. Florida's garden of good and evil. Florida Exotic Pest Plant Council, West Palm Beach, FL.

Carson, R. 1962. Silent spring. Houghton Mifflin, Boston, MA.

Cate, J.R.; Hinckle, M.K. 1994. Integrated pest management: the path of a paradigm. National Audubon Society, New York, NY.

Center, T.D.; Frank, J.H.; Dray, F.A. Jr. 1997. Biological control. Pages 245–263 *in* D. Simberloff, D.C. Schmitz, and T.C. Brown, eds. Strangers in paradise. Impact and management of nonindigenous species in Florida. Island Press, Washington, DC.

Cheke, A.S. 1987. An ecological history of the Mascarene Islands, with particular reference to extinctions and introductions of land vertebrates. Pages 5–89 *in* A.W. Diamond, ed. Studies of Mascarene Island birds. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Civeyrel, L.; Simberloff, D. 1996. A tale of two snails: is the cure worse than the disease? Biodivers. Conserv. 5:1231–1252.

Colman, P.H. 1978. An invading giant. Wildl. Aust. 15(2):46–47.

Cowie, R.H. 2001. Can snails ever be effective and safe biocontrol agents? Int. J. Pest Manage. 47(1):23–40.

Cronk, Q.C.B.; Fuller, J.L. 1995. Plant invaders. Chapman and Hall, London, UK.

Crooks, J.; Soule, M.E. 1996. Lag times in population explosions of invasive species: causes and implications. Pages 39–46 *in* O.T. Sandlund, P.J. Schei, and A. Viken, eds. Proceedings, Norway/UN Conference on Alien Species. Directorate for Nature Management and Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim, Norway.

Cullen, J.M.; Delfosse, E.S. 1985. *Echium plantagineum*: Catalyst for conflict and change in Australia. Pages 249–292 *in* E.S. Delfosse, ed. Proceedings of the VI International Symposium on Biological Control of Weeds. Agriculture Canada, Vancouver, BC. (Résumé en français : *Echium plantagineum* : Catalyseur de conflits et de changements en Australie.)

Culotta, E. 1994. Vanishing fly-traps. Audubon 96(2):16–18.

Curtis, M. 1996. Community groups make a clean sweep to eliminate broom. Victoria Times-Colonist (Victoria, BC), 1 November 1996, p. A4.

Dahlsten, D.L. 1986. Control of invaders. Pages 275–302 *in* H.A. Mooney and J.A. Drake, eds. Ecology of biological invasions of North America and Hawaii. Springer-Verlag, New York, NY.

Dash, B.A.; Gliessman, S.R. 1994. Nonnative species eradication and native species enhancement: fennel on Santa Cruz Island. Pages 505–512 *in* W.L. Halvorson and G.J. Maender, eds. The Fourth California Islands Symposium: Update on the Status of Resources. Santa Barbara Museum of Natural History, Santa Barbara, CA.

Davidson, N.A.; Stone, N.D. 1989. Imported fire ants. Pages 196–217 *in* D.L. Dahlsten and R. Garcia, eds. Eradication of exotic pests. Yale University Press, New Haven, CT.

Davis, J.R.; Garcia, R. 1989. Malaria mosquito in Brazil. Pages 274–283 *in* D.L. Dahlsten and R. Garcia, eds. Eradication of exotic pests. Yale University Press, New Haven, CT.

Delfosse, E.S. 1985. *Echium plantagineum* in Australia: effects of a major conflict of interest. Pages 293–299 *in* E.S. Delfosse, ed. Proceedings of the VI International Symposium on Biological Control of Weeds, Agriculture Canada, Vancouver, BC. (Résumé en français : *Echium plantagineum* : Programme de lutte biologique en Australie interrompu par une injonction.)

Econews 1998. City wide broom bash. Newsletter 77 (Nov. 1998) [en ligne] http://www.earthfuture.com/econews/back_issues/98-11.htm

Ehler, L.E.; Bottrell, D.G. 2000. The illusion of integrated pest management. Issues Sci. Technol. 16(3):61–64.

Elton, C.S. 1958. The ecology of invasions by animals and plants. Methuen Publishing, London, UK. Reprint 2000, University of Chicago Press, Chicago, IL.

Follett, P.A.; Duan, J.J., eds. 2000. Nontarget effects of biological control. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA.

Frank, J.H. 1998. How risky is biological control? Comment. Ecology 79:1829–1834.

Fuller, P.L.; Nico, L.G.; Williams, J.D. 1999. Nonindigenous fishes introduced into inland waters of the United States. American Fisheries Society, Bethesda, MD.

Funasaki, G.Y.; Lai, P.Y.; Nakahara, L.M.; Beardsley, J.W.; Ota, A.K. 1988. A review of biological control introductions in Hawaii: 1890 to 1985. Proc. Hawaii. Entomol. Soc. 28:105–160.

Greathead, D.J. 1995. Benefits and risks of classical biological control. Pages 53–63 *in* H.M.T. Hokkanen and J.M. Lynch, eds. Biological control. Benefits and risks. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Hamrick, J.L.; Lee, J.M. 1987. Effect of soil surface topography and litter cover on the germination, survival, and growth of musk thistle (*Carduus nutans*). Am. J. Bot. 74:451–457.

Harris, P. 1984. *Carduus nutans* L., nodding thistle, and *C. acanthoides* L., plumeless thistle (Compositae). Pages 115–126 *in* J.S. Kelleher and M.A. Hulme, eds. Biological control programmes against insects and weeds in Canada 1969–1980. Commonwealth Agricultural Bureaux, Farnham Royal, UK.

Hobbs, R.J.; Humphries, S.E. 1995. An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. Conserv. Biol. 9:761–770.

Hokkanen, H.M.T.; Lynch, J.M., eds. 1995. Biological control. Benefits and risks. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Honegger, R.E. 1981. List of amphibians and reptiles either known or thought to have become extinct since 1600. Biol. Conserv. 19:141–158.

Lockwood, J.A. 2000. Nontarget effects of biological control: what are we trying to miss? Pages 15–30 *in* P.A. Follett and J.J. Duan, eds. Nontarget effects of biological control. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA.

Lockwood, J.; Simberloff, D.; McKinney, M.; Von Holle, B. 2001. How many, and which, plants will invade natural areas? Biol. Invasions 3:1–8.

Louda, S.M. 2000. Negative ecological effects of the musk thistle biological control agent, *Rhinocyllus conicus*. Pages 215–243 *in* P.A. Follett and J.J. Duan, eds. Nontarget effects of biological control. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA.

Louda, S.M.; Kendall, D.; Connor, J.; Simberloff, D. 1997. Ecological effects of an insect introduced for the biological control of weeds. Science 277:1088–1090.

Louda, S.M.; Simberloff, D.; Boettner, G.; Connor, J; Kendall, D.; Arnett, A. 1998. Insights from data on the nontarget effects of the flowerhead weevil. Biocontrol News and Information 19(3):70N–72N.

McFadyen, R.E.C.1998. Biological control of weeds. Annu. Rev. Entomol. 43:369–393.

McQueen, C.; Noemdoe, S.; Jezile, N. 2000. The Working for Water Programme. Pages 51–54 *in* G. Preston, G. Brown, and E. van Wyk, eds. Best management practices for preventing and controlling invasive alien species. Symposium proceedings. Working for Water Programme, Cape Town, SA.

Mead, A.R. 1979. Ecological malacology: with particular reference to *Achatina fulica*. Vol. 2b of V. Fretter, J. Fretter, and J. Peake, eds. Pulmonates. Academic Press, London, UK.

Myers, J.H.; Savoie, A.; van Randen, E. 1998. Eradication and pest management. Annu. Rev. Entomol. 43:471–491.

Myers, J.H.; Simberloff, D.; Kuris, A.M.; Carey, J.R. 2000. Eradication revisited—dealing with exotic species. Trends Ecol. Evol.15:316–320.

National Research Council. 2000. Incorporating science, economics, and sociology in developing sanitary and phytosanitary standards in international trade. National Academy Press, Washington, DC.

North Carolina State University, A&T State University Cooperative Extension. 2000. Using grass carp for aquatic weed management in North Carolina [en ligne]. http://www.ces.ncsu.edu/nreos/wild/aquatics/weed/grasscarp/

Odour, G. 1996. Biological pest control and invasives. Pages 116–122 *in* O.T. Sandlund, P.J. Schei, and A. Viken, eds. Proceedings of the Norway/UN Conference on Alien Species. Directorate for Nature Management and Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim, Norway.

Perkins, J.H. 1989. Eradication: Scientific and social questions. Pages 16–40 *in* D.L. Dahlsten and R. Garcia, eds. Eradication of exotic pests. Yale University Press, New Haven, CT.

Popay, A.I.; Medd, R.W. 1990. The biology of Australian weeds 21. *Carduus nutans* L. Plant Prot. Quart. 5:3–13.

Randall, J.M.; Lewis R.R. III; Jensen, D.B. 1997. Ecological restoration. Pages 205–219 *in* D. Simberloff, D.C. Schmitz, and T.C. Brown, eds. Strangers in paradise. Impact and management of nonindigenous species in Florida. Island Press, Washington, DC.

Ricciardi, A.; Steiner, W.W.M.; Mack, R.N.; Simberloff, D. 2000. Toward a global information system for invasive species. BioScience 50:239–244.

Schardt, J.D. 1997. Maintenance control. Pages 229–243 *in* D. Simberloff, D.C. Schmitz, and T.C. Brown, eds. Strangers in paradise. Impact and management of nonindigenous species in Florida. Island Press, Washington, DC.

Scherer-Lorenzen, M.; Elend, A.; Nöllert, S.; Schulze, E.-D. 2000. Plant invasions in Germany: general aspects and impacts of nitrogen deposition. Pages 351–368 *in* H.A. Mooney and R.J. Hobbs, eds. Invasive species in a changing world. Island Press, Washington, DC.

Simberloff, D. 1992. Conservation of pristine habitats and unintended effects of biological control. Pages 103–114 *in* W.C. Kauffman and J.E. Nechols, eds. Selection criteria and biological consequences of importing natural enemies. Entomological Society of America, Baltimore, MD.

Simberloff, D. 1997. Eradication. Pages 221–228 *in* D. Simberloff, D.C. Schmitz, and T.C. Brown, eds. Strangers in paradise. Impact and management of nonindigenous species in Florida. Island Press, Washington, DC.

Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? Biol. Conserv. 83:247–257.

Simberloff, D. 1999. Needs and opportunities. Pages 38–41 *in* R.L. Ridgway, W.P. Gregg, R.E. Stinner, and A.G. Brown, eds. Invasive species databases. Proceedings of a workshop. US Departments of the Interior, Agriculture, and Commerce/ C.V. Riley Memorial Foundation, Silver Spring, MD.

Simberloff, D. 2000. Nonindigenous species: a global threat to biodiversity and stability. Pages 325–334 *in* P. Raven and T. Williams, eds. Nature and human society: the quest for a sustainable world. National Academy Press, Washington, DC.

Simberloff, D. 2001. Biological invasions—How are they affecting us, and what can we do about them? West. N. Am. Nat. 61:308–315.

Simberloff, D. 2002. Why not eradication? *In* A.B. Damania, ed. Managing for healthy ecosystems. Proceedings of the International Congress on Ecosystem Health. Congress Secretariat, Davis, CA.

Simberloff, D.; Schmitz, D.C.; Brown, T.C. 1997. Why we should care and what we should do. Pages 359–367 *in* D. Simberloff, D.C. Schmitz, and T.C. Brown, eds. Strangers in paradise. Impact and management of nonindigenous species in Florida. Island Press, Washington, DC.

Simberloff, D.; Stiling, P.D. 1996. How risky is biological control? Ecology 77:1965–1974.

Simberloff, D.; Stiling, P.D. 1998. How risky is biological control? Reply. Ecology 79:1834–1836.

Simpson, D.A. 1984. A short history of the introduction and spread of *Elodea* Michx in the British Isles. Watsonia 15:1–9.

Solecki, M.K. 1993. Cut-leaved and common teasel (*Dipsacus laciniatus* L. and *D. sylvestris* Huds.): profile of two invasive aliens. Pages 85–92 *in* B.N. McKnight, ed. Biological pollution. The control and impact of invasive exotic species. Indiana Academy of Science, Indianapolis, IN.

Soper, F.L.; Wilson, D.B. 1943. *Anopheles gambiae* in Brazil, 1930 to 1940. The Rockefeller Foundation, New York, NY.

Stiling, P.D. 1985. An introduction to insect pests and their control. Macmillan Publishers, London, UK.

Stiling, P.D. 1996. Ecology. Theory and applications. 2nd ed. Upper Saddle River, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.

Stiling, P.D.; Simberloff, D. 2000. The frequency and strength of nontarget effects of invertebrate biological control agents of plant pests and weeds. Pages 31–43 *in* P.A. Follett and J.J. Duan, eds. Nontarget effects of biological control. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA.

Thomas, M.B.; Willis, A.J. 1998. Biological control—risky but necessary? Trends Ecol. Evol. 13:325–329.

US Congress, Office of Technology Assessment. 1995. Biologically based technologies for pest control. US Government Printing Office, Washington, DC.

US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. 1997. Endangered and threatened wildlife and plants; determination of endangered status for two tidal marsh plants—*Cirsium hydrophilum* var. *hydrophilum* (Suisun thistle) and *Cordylanthus mollis* ssp. *mollis* (soft bird's-beak) from the San Francisco Bay area of California. 50 CFR Part 17, Federal Register 62(224):61916–61921.

Van Driesche, J.; Van Driesche, R. 2000. Nature out of place. Island Press, Washington, DC.

van Wilgen, B.; Richardson, D.; Higgins, S. 2000. Integrated control of invasive alien plants in terrestrial ecosystems. Pages 118–128 *in* G. Preston, G. Brown, and E. van Wyk, eds. Best management practices for preventing and controlling invasive alien species. Symposium proceedings. Working for Water Programme, Cape Town, SA.

Weiss, J. 1999. Contingency planning for new and emerging weeds in Victoria. Plant Prot. Quart. 14:112–114.

Werner, P.A. 1975. The biology of Canadian weeds. 12. *Dipsacus sylvestris* Huds. Can. J. Plant Sci. 55:783–794.

Williams, T. 1997. Killer weeds. Audubon 99(2):24–31.

Williamson, M. 1996. Biological invasions. Chapman and Hall, London.

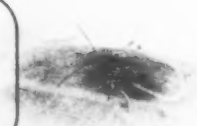
Williamson, M. 2000. The ecology of invasions. Pages 56–65 *in* G. Preston, G. Brown, and E. van Wyk, eds. Best management practices for preventing and controlling invasive alien species. Symposium proceedings. Working for Water Programme, Cape Town, SA.

Williamson, M.; Brown, K.C. 1986. The analysis and modelling of British invasions. Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci. 314:505–522.

Zanillo, K. 1999. A progress report of the Brevard County Brazilian Pepper Busters public education activities and training manual. Pages 155–162 *in* D.T. Jones and B.W. Gamble, eds. Florida's garden of good and evil. Florida Exotic Pest Plant Council, West Palm Beach, FL.

Photo accompagnant le titre du chapitre : L'escargot *Euglandina rosea*. Photo de Ron Heu, State of Hawaii Department of Agriculture, Honolulu (HI).

Lutte biologique classique contre les plantes exotiques envahissantes dans les habitats naturels



James E. Corrigan

Vers 1868, la cochenille australienne (*Icerya purchasi* Maskell) a été découverte pour la première fois en Californie dans une plantation d'agrumes (Sawyer, 1996). L'insecte s'est propagé rapidement, si bien qu'au cours des années 1880, il était présent dans toutes les régions agrumicoles de la côte du Pacifique. Les moyens de lutte de l'époque étaient impuissants contre ce ravageur dont les méfaits compromettaient désormais la viabilité de l'agrumiculture. En 1887, on démontra que la cochenille était originaire d'Australie, qu'elle n'y causait aucun problème et qu'une coccinelle prédatrice (*Rodolia cardinalis* (Mulsant)) et une mouche parasitoïde (*Cryptochetum iceryae* (Williston)) y vivaient à ses dépens. De petites populations de ces ennemis naturels ont été importées en Californie en 1888 et relâchées dans des vergers d'agrumes. La coccinelle s'est rapidement multipliée sur les arbres infestés par la cochenille. Sa dispersion a en outre été favorisée par les agrumiculteurs. Deux ans après son introduction, ce prédateur tenait déjà en échec les effectifs de la cochenille sur l'ensemble du territoire de la Californie. La mouche s'est également établie et est devenue le principal agent de lutte dans les régions côtières. Tant le ravageur que ses ennemis naturels sont encore présents en Californie. À part quelques infestations occasionnelles et localisées observées lorsque les populations des agents de lutte biologique ont été décimées par des pesticides, la cochenille n'est plus perçue comme une menace pour l'agrumiculture depuis plus d'un siècle (Sawyer, 1996; Van Driesche et Bellows, 1996).

La cochenille australienne représente la première application bien documentée de lutte biologique classique. Cet exemple illustre également l'hypothèse de base sous-jacente à la lutte biologique classique : des ennemis naturels qui ont évolué avec des espèces exotiques envahissantes peuvent réduire de façon permanente les densités de leurs hôtes ou proies (Turner, 1985). Le succès remporté contre la cochenille australienne a incité les organisations d'agrumiculteurs de la Californie à appuyer de façon presque inconditionnelle la recherche en lutte biologique pendant près de 80 ans (Sawyer, 1996). Cet appui a favorisé l'essor de la lutte biologique et l'acquisition d'une compréhension de plus en plus fine des fondements écologiques essentiels à son application.

Aujourd'hui, l'efficacité de la lutte biologique classique dans la gestion des problèmes occasionnés par les espèces exotiques n'est plus à démontrer. Au cours des 110 dernières années qui ont suivi la mise en œuvre du programme de lutte contre la cochenille australienne, près de 540 insectes ravageurs ont été la cible d'environ 1 200 ennemis naturels à l'échelle mondiale (Van Driesche et Bellows, 1996), et au moins 130 espèces de plantes ont été la cible d'environ 500 espèces d'invertébrés herbivores (Julien et Griffiths, 1998). Si toutes ces introductions n'ont pas été couronnées de succès, les agents de lutte biologique ont permis dans bien des cas de réduire les dommages causés par de nombreuses espèces nuisibles, et les économies réalisées en aliments, fibres, confort humain et qualité de l'habitat sont estimées à plusieurs milliards de dollars (Tisdell, 1990). Des projets de lutte biologique ont été menés dans la plupart des régions habitées du monde, et l'échange international d'agents et de méthodes de lutte biologique connaît peu de frontières politiques, géographiques ou économiques (IIBC, 1994). De nos jours, les partisans de la lutte biologique estiment que les problèmes causés par les pesticides chimiques (p. ex. résistance des ravageurs et effets sur les organismes non ciblés) et les préoccupations croissantes à l'égard de la qualité de l'environnement créent un contexte extrêmement favorable à l'essor de la lutte biologique (Nechols et Kauffman, 1992; Waage, 1996).

Les vastes régions sauvages du Canada comptent parmi les plus précieuses ressources naturelles du monde. Ces régions renferment des habitats relativement peu perturbés et abritent des communautés biologiques représentatives de l'histoire évolutive de l'Amérique du Nord tempérée (White *et al.*, 1993). Lorsque des habitats aussi particuliers sont menacés par des espèces exotiques envahissantes, les partisans de la lutte biologique classique considèrent cette stratégie comme la meilleure option d'intervention du fait qu'elle offre souvent une solution permanente et étendue au problème, qu'elle a peu d'effets sur les organismes non ciblés et qu'elle comporte peu de coûts permanents (Van Driesche et Bellows, 1996; McFadyen, 1998). Selon DeLoach (1991), la lutte biologique contre les plantes nuisibles peut contribuer à la conservation des régions naturelles parce qu'elle est beaucoup moins intrusive que la pléthore d'outils de lutte chimique et mécanique utilisés actuellement. Cette approche est également préférable à ne rien faire et à laisser quelques plantes nuisibles dominer.

Certains scientifiques sont toutefois réticents à utiliser la lutte biologique classique à des fins antiparasitaires pour des considérations d'ordre écologique et éthique (Howarth, 1991; Simberloff, 1992;

Lockwood, 1996; Simberloff et Stiling, 1996; Louda *et al.*, 1997; Strong, 1997). Une bonne part des réserves qu'ils entretiennent à cet égard découle de l'incertitude qui entoure les effets des ennemis naturels importés à titre d'agents de lutte contre des espèces nuisibles présentant une importance économique (p. ex. mauvaises herbes infestant les pâturages) sur les espèces non ciblées vivant dans les écosystèmes naturels adjacents (Howarth, 1991; Simberloff, 1992; Louda *et al.*, 1997).

En outre, plusieurs des principales relations coûts-avantages observées dans la lutte biologique contre des espèces présentant une importance économique ne s'appliquent pas aux ravageurs associés aux habitats naturels (Simberloff, 1992; IIBC, 1994; Hokkanen et Lynch, 1995). Dans tout système cultural, la lutte biologique classique, lorsqu'elle est efficace, est de loin la méthode de lutte la plus économique (Van Driesche et Bellows, 1996). Toutefois, il n'existe aucune façon de mesurer facilement les retombées économiques de la lutte biologique contre les espèces exotiques envahissantes dans les habitats naturels (Nechols et Kauffman, 1992; Simberloff, 1992; IIBC, 1994; Hokkanen et Lynch, 1995; Simberloff et Stiling, 1996). En conséquence, les analyses coûts-avantages centrées sur l'examen comparatif des gains économiques éventuels par rapport aux coûts réels de mise en œuvre ne favorisent pas la mise en place de tels projets dans les habitats naturels. Dans le contexte actuel où l'appât du gain motive de plus en plus les investissements, il devient extrêmement difficile de trouver des arguments économiques convaincants pour justifier l'exécution de programmes de lutte contre des ravageurs qui ont un impact économique limité. Il faut toutefois se garder de conclure qu'il n'y a aucun avantage à mettre en œuvre des programmes de conservation ou de restauration des habitats. Le fait est, cependant, que les gains fournis par de tels programmes sont souvent peu tangibles.

Au cours des 15 dernières années, les réserves exprimées par des groupes de scientifiques ou de particuliers inquiets ont entraîné le report ou l'annulation pure et simple de programmes de lutte biologique financés par les gouvernements en Australie et aux États-Unis (Cullen et Delfosse, 1985; Lockwood, 1993). Les promoteurs de projets de lutte biologique classique doivent aujourd'hui composer avec des obstacles d'ordre scientifique, économique et parfois même juridique de plus en plus complexes lorsqu'ils envisagent de mettre en œuvre de nouveaux programmes dans des habitats naturels. Évaluer le risque pour l'environnement posé par les agents candidats accroît forcément le coût de tels projets. Ces obstacles peuvent entraîner une sous-utilisation d'une technologie pourtant particulièrement efficace à résoudre les problèmes causés par les espèces exotiques envahissantes aux échelles spatiale et temporelle où ceux-ci surgissent.

La littérature sur la lutte biologique classique est à la fois abondante et extrêmement détaillée. La recension de cette documentation dépasse le cadre du présent article, mais le lecteur intéressé est renvoyé à Huffaker et Messenger (1976) et Van Driesche et Bellows (1996). Pour ma part, je m'attacherai dans les pages qui suivent à examiner les aspects particuliers qui se rattachent à l'utilisation de la lutte biologique contre les plantes exotiques dans les habitats naturels, en prenant comme exemple le groupe taxonomique renfermant le plus grand nombre d'agents de lutte biologique contre les mauvaises herbes, les insectes phytophages.

Pour apprécier la valeur potentielle de la lutte biologique classique comme outil de conservation de la nature, il convient d'examiner les éléments importants suivants : la raison d'être des programmes de lutte contre les plantes exotiques envahissantes dans les habitats naturels; les processus de recherche, d'importation, de lâcher et de surveillance des agents de lutte; les limites des programmes de lutte biologique classique, les problèmes qu'ils soulèvent et les enjeux qui s'y rattachent.

Pourquoi lutter contre les plantes exotiques envahissantes?

Au moyen d'exemples empiriques et par raisonnement écologique, il est possible de démontrer que les espèces exotiques envahissantes constituent une menace unique et à long terme pour l'intégrité des communautés naturelles (voir Simberloff dans le présent ouvrage, p. 29). Les espèces qui menacent la stabilité des communautés à l'échelon des producteurs primaires dans la chaîne alimentaire, c'est-à-dire les plantes, peuvent avoir un important retentissement sur la structure de ces communautés (voir Haber dans le présent ouvrage, p. 43). Il est impossible de prédire avec certitude quelles espèces deviendront des envahisseurs importants. Le fait de vouloir protéger l'identité des aires naturelles n'est pas incompatible avec les systèmes ou pratiques de valeurs humaines, même si le maintien à l'état stationnaire du stade évolutif absolu d'une communauté naturelle est une impossibilité biologique (voir l'analyse ci-dessous). Enfin, l'évaluation de la nécessité d'intervenir contre une espèce nuisible exotique est inévitablement entravée par la méconnaissance relative de son impact éventuel. Cet exercice doit également prendre en compte les besoins et les aspirations de la société considérée dans son ensemble.

La justification de la mise en œuvre de projets de lutte biologique contre des plantes exotiques envahissantes dans les habitats naturels repose sur deux grands arguments, à savoir la nécessité de préserver l'intégrité des écosystèmes naturels et l'absence d'options de rechange viables.

Protection des écosystèmes naturels

Certains auteurs ont fait valoir qu'il n'existe aucune raison concrète d'intervenir contre des espèces nuisibles exotiques dans les écosystèmes naturels (Thiery, 1982; Westman, 1990). Des concepts tels que « l'équilibre de la nature » et l'existence d'écosystèmes climaciques ne rendent pas compte de l'évolution à long terme des communautés parce que l'existence de communautés naturelles permanentes définies dans l'espace est considérée comme une impossibilité selon une échelle temporelle évolutive (Thiery, 1982; Johnson, 1985; Pimm, 1991; Constanza *et al.*, 1992; Lockwood, 1996). Exactement quels aspects des écosystèmes naturels cherchons-nous à préserver (des taxons particuliers, l'histoire évolutive ou l'intégrité et/ou les fonctions des communautés?), et sur quelle échelle temporelle entendons-nous faire porter nos efforts de conservation? Les réponses à ces questions demeurent nébuleuses. Étant donné la portée universelle de l'influence humaine sur le monde moderne, il apparaît irréaliste de penser trouver une région naturelle non perturbée sur la terre ou de la préserver sous cette forme (Bonnicksen, 1984; Johnson, 1985; Cairns, 1995; Lozon et MacIsaac, 1997). Dès lors, est-il raisonnable de vouloir manipuler un écosystème en se fondant principalement sur la nécessité perçue de préserver une identité naturelle qui est ni intacte ni permanente?

Les termes « espèce nuisible » et « lutte » expriment un jugement de valeur et n'ont pratiquement aucune signification propre s'ils sont dissociés des intérêts humains, contrairement à d'autres concepts comme « population » ou « espèce » (Drake *et al.*, 1989; Constanza *et al.*, 1992; Lockwood, 1996; Williamson, 1996; Harris, 1997). Dès lors, la décision de réprimer une espèce exotique donnée dans un écosystème naturel repose sur un jugement de valeur humaine et est par conséquent difficile à défendre sur la base de principes scientifiques ou évolutifs. L'évaluation des qualités esthétiques d'un paysage est obligatoirement un exercice subjectif (Westman, 1990).

Certains font valoir que l'application d'une approche non interventionniste à la lutte contre les espèces exotiques dans les écosystèmes naturels est à long terme l'approche la plus pratique et la plus défendable sur le plan biologique (voir par exemple Constanza *et al.*, 1992). Leurs arguments reposent partiellement sur la perception selon laquelle les forces évolutives, agissant indépendamment des activités humaines, atténueront les perturbations immédiates engendrées par les espèces exotiques envahissantes sur les communautés. Ils allèguent que notre connaissance fragmentaire de l'écologie des communautés complexes ne nous permet pas de manipuler les écosystèmes d'une manière réellement bénéfique, et ils remettent en cause notre légitimité d'intervenir. Enfin, pour étayer leur argument selon lequel ces projets de conservation n'ont aucune chance de succès à long terme et ne valent pas la peine d'être entrepris, ils affirment que toutes les activités de conservation ne constituent qu'une goutte d'eau dans la mer en considération de l'écosystème pris dans son ensemble.

D'autres arguments vont à l'encontre de ces idées. Il n'est pas difficile de démontrer que notre société est convaincue de l'utilité de la gestion des écosystèmes pour la conservation de la nature et qu'elle agit en ce sens. Il est bien établi que les humains accordent une très grande valeur aux caractéristiques écologiques particulières de leurs régions naturelles (Lockwood, 1996; Schmitz et Simberloff, 1997). En dehors des considérations humaines, « les espèces et les écosystèmes ont un intérêt moral à survivre et à se maintenir comme des entités intégrées possédant une identité propre » (Lockwood, 1996).

Lorsque nous intervenons contre une espèce que nous tenons pour nuisible dans un environnement naturel, nous cherchons en réalité à préserver l'identité naturelle de cet écosystème (Lockwood, 1996). Westman (1990) affirme que la politique de gestion de la végétation dans les parcs publics des États-Unis prévoit l'élimination des espèces exotiques dans la mesure du possible. L'objectif sous-jacent à cette politique est de préserver des parcelles de milieu naturel en favorisant le rétablissement des communautés végétales naturelles qui existaient avant le début des grandes perturbations engendrées par les influences humaines.

Le sentiment qu'il faut intervenir pour préserver l'intégrité des régions naturelles existe même s'il est impossible de garder ces régions inchangées sur une longue période évolutive ou totalement à l'abri des influences humaines. Les régions qui comptent une nombre passablement élevé d'espèces endémiques et où l'intégrité des communautés n'a pas été trop altérée ont relativement plus de valeur comme régions naturelles (Lockwood, 1996), et certaines sont considérées comme suffisamment naturelles pour faire l'objet d'interventions humaines destinées à préserver leur intégrité. Les peuplements monospécifiques de plantes envahissantes ne présentent pas le même degré de diversité d'espèces ou de richesse écologique que les communautés plus naturelles.

Il est illogique de prétendre que les humains n'ont au plan éthique aucun droit d'essayer de manipuler les écosystèmes naturels. Nous nous accordons pourtant ce droit dans toutes les autres formes de gestion des écosystèmes (par exemple, agriculture, foresterie, pêche, exploitation minière et aménagement urbain). Qui plus est, nous avons déjà modifié à des degrés divers tous les écosystèmes de la planète (Johnson, 1985). Dès lors, la gestion de la composition des communautés des régions naturelles s'inscrit dans la séquence des

influences humaines qui ont modifié ces écosystèmes et ne constitue pas une nouveauté. Enfin, bien qu'il soit vrai que les forces évolutives agissent sur les espèces exotiques introduites dans des écosystèmes naturels, leur impact écologique à court terme peut être à la fois plus imprévisible, plus fulgurant et plus dévastateur que ce que la plupart d'entre nous considérons comme acceptables (Crosby, 1986; Schmitz et Simberloff, 1997).

Absence d'options de rechange viables

L'impact des espèces exotiques nuisibles pour l'environnement peut être permanent et s'étendre à tout un continent (voir Simberloff dans le présent ouvrage, p. 29). Aucune option de lutte nécessitant des « traitements » répétés à grande échelle n'est envisageable contre les plantes exotiques envahissantes dans les régions naturelles (Hokkanen et Lynch, 1995; McFadyen, 1998). Les outils de lutte chimique, les agents de lutte biologique augmentative ou inondative et la plupart des moyens de lutte culturale ne peuvent être appliqués de façon économique et efficace contre des espèces nuisibles dont les populations sont à la fois abondantes et très dispersées, et ils sont efficaces seulement si les espèces ciblées sont confinées à des régions restreintes. Les options les plus réalistes et les plus susceptibles d'avoir des effets écologiques à long terme contre les plantes exotiques nuisibles pour l'environnement sont la lutte naturelle (aucune intervention humaine) ou la lutte biologique classique (Hokkanen et Lynch, 1995).

Caractéristiques d'un programme de lutte fructueux

L'histoire de la lutte biologique classique est suffisamment riche en exemples de réussites pour qu'on puisse établir les points communs des projets fructueux :

- Accroissement de la résistance biologique à une espèce exotique dont la population n'est pas suffisamment maîtrisée par les ennemis naturels et compétiteurs indigènes.
- Établissement de populations résidantes d'ennemis naturels (agents de lutte biologique) ayant coévolué avec l'espèce exotique ciblée, en abondance suffisante pour réduire substantiellement les populations de cette dernière dans l'écosystème d'adoption.
- Propagation de populations efficaces d'agents de lutte biologique dans une partie ou la totalité de l'aire de répartition de l'espèce exotique ciblée.
- Répression continue ne nécessitant aucun effort ou investissement permanent. Le ravageur ciblé et ses ennemis naturels cœxistent en faible densité.

Lorsqu'elle est efficace, la lutte contre les plantes nuisibles contribue à accroître le rendement des cultures, à réduire l'utilisation de pesticides, à augmenter les effectifs et la diversité des plantes désirables (en réduisant la densité des populations des plantes nuisibles) et à préserver des environnements naturels dans le temps et l'espace (Van Driesche et Bellows, 1996).

Mise en œuvre d'un programme de lutte biologique classique

Pour des raisons économiques (coûts du programme) et écologiques (sûreté et efficacité démontrées du programme), la préséance devrait être accordée aux ennemis naturels qui ont été utilisés avec succès contre la plante ciblée dans d'autres biorégions (Drake *et al.*, 1989; Harris, 1991; Barbosa et Segarra-Carmona, 1993; McFadyen, 1998). Lorsqu'aucune information de cet ordre n'est disponible, les chercheurs doivent orienter leurs travaux dans les régions d'où la plante ciblée est originaire et faire des relevés pour découvrir les ennemis naturels de cette plante. Ils doivent ensuite évaluer les risques éventuels que pourrait présenter l'agent candidat en cas d'introduction ainsi que sa capacité à réduire les populations de la plante nuisible ciblée. Bien que les spécialistes de la lutte biologique cherchent constamment à accroître leur aptitude à choisir des agents de lutte efficaces, la plupart d'entre eux reconnaissent qu'ils ne pourront jamais prédire avec certitude l'efficacité de ces agents dans leur environnement d'adoption (Harris, 1997; McFadyen, 1998). Durant les étapes initiales d'un programme, les prédictions relatives au rendement éventuel d'un agent dont l'efficacité n'a jamais été démontrée ne dépassent habituellement pas la cote « possible » ou « peu probable ».

L'innocuité d'un agent de lutte biologique classique dépend du degré de spécificité dont il fait preuve à l'égard de l'espèce contre laquelle il doit être utilisé (Nechols *et al.*, 1992). Les évaluations de la spécificité d'hôte d'un agent visent à identifier les espèces végétales autres que l'hôte cible sur lesquelles l'agent peut boucler son cycle vital. À cet égard, il est essentiel de savoir si l'herbivore peut se maintenir pendant plusieurs générations sur une plante non visée (Harley et Forno, 1992; McEvoy, 1996). De plus amples renseignements sur la raison d'être des essais de spécificité d'hôte et sur les méthodes utilisées à cette fin sont présentés dans Harley et Forno (1992), McEvoy (1996) et Van Driesche et Bellows (1996).

Wan et Harris (1997) préconisent l'application d'une approche fondée sur l'évaluation des risques pour les essais de spécificité d'hôte. Cette démarche permet de mesurer la capacité d'un agent à se développer sur des plantes non visées, mais apparentées à l'hôte ciblé, et d'obtenir une estimation numérique de la probabilité d'un transfert trophique vers ces espèces. L'application d'une telle approche pourrait conduire à

l'utilisation d'agents capables dans une certaine mesure de s'alimenter, de se développer et de se reproduire sur une plante non visée. Bien qu'elle ait été publiée en 1997, cette recommandation n'a pas encore été largement adoptée ni aux États-Unis, ni au Canada (Alfred F. Cofrancesco, US Army Engineer Research and Development, Vicksburg, MS, comm. pers.).

Importation et lâcher d'agents de lutte biologique classique

Une fois qu'un agent potentiel de lutte biologique est découvert à l'extérieur du Canada, des représentants de l'intérêt public (agents de réglementation du gouvernement) doivent décider si les avantages éventuels découlant de son introduction (impact sur la population de la plante exotique ciblée) compensent les risques qu'il pourrait présenter pour les espèces non visées, les cultures ou les communautés naturelles. Ces représentants exigent habituellement des preuves convaincantes qu'une fois introduit, l'agent de lutte ne présentera aucun risque pour les écosystèmes de l'Amérique du Nord, car il est à toutes fins utiles impossible de « rappeler » un agent une fois que celui-ci a été lâché. Malheureusement, il est impossible de fournir des garanties absolues lorsque de nouvelles interactions biologiques complexes se lient. De telles garanties fournissent une fausse assurance et pourraient être contestées devant les tribunaux en cas d'incidents imprévus. Une évaluation numérique des risques exige des agents de réglementation qu'ils reconnaissent que tout projet de cette nature vise à établir un compromis acceptable pour le public entre les avantages et les inconvénients.

En l'absence d'une telle évaluation des risques, l'appréciation de la menace potentielle posée par un agent qui attaque des plantes non visées dans certaines conditions expérimentales demeure essentiellement qualitative. L'importation d'agents capables jusqu'à un certain point de se développer sur des espèces non visées a déjà été approuvée dans le passé, mais uniquement dans les cas où une partie ou la totalité des conditions suivantes étaient satisfaites :

- l'hôte facultatif n'est pas considéré comme important sur le plan économique ou écologique;
- l'agent n'attaquera pas l'hôte facultatif si l'hôte ciblé est présent;
- la plante nuisible exotique représente une plus grande menace pour l'espèce non visée que l'agent de lutte biologique lui-même;
- la valeur des avantages découlant de la répression de la plante nuisible dépasse celle des dommages infligés à la plante non ciblée (valeurs estimées dans les deux cas).

Une fois que l'importation d'un agent est autorisée, les agents vivants et les plantes hôtes, les échantillons de sol et les produits d'emballage associés sont acheminés vers une installation de quarantaine agréée par le gouvernement. À cet endroit, toutes les matières étrangères seront détruites, et la population de l'agent fera l'objet d'un examen visant à déceler la présence éventuelle de parasites et de maladies. Au besoin, on procédera à un élevage couvrant parfois plusieurs générations afin d'obtenir l'assurance qu'aucun ennemi naturel de l'agent ni aucun antagoniste de toute autre espèce ne sera mis en circulation dans l'écosystème lors du lâcher de l'agent.

Une fois ces étapes franchies, l'agent de lutte biologique peut être relâché dans l'écosystème. Si cet écosystème s'étend sur plusieurs provinces ou même sur plusieurs pays, toutes les autorités concernées doivent approuver le lâcher de l'agent — les espèces non humaines ne respectent pas les frontières politiques. La collaboration entre les provinces et les pays est essentielle à la bonne marche de tels programmes de lutte biologique.

Évaluation post-lâcher des agents de lutte biologique

Tous les programmes de lutte, y compris ceux qui privilégient l'approche de lutte biologique classique, doivent comporter des objectifs clairs (par exemple, accroître le rendement des cultures ou la diversité des communautés indigènes). Ces objectifs doivent être énoncés dès le départ (Harris, 1997). Le degré selon lequel ces objectifs sont atteints permet d'apprécier l'efficacité d'un programme. Les critères suivants orientent souvent l'évaluation du succès des introductions d'agents de lutte biologique (Andow *et al.*, 1997) :

- les effectifs moyens de l'espèce nuisible ont diminué après l'établissement de l'agent de lutte biologique;
- à mesure que l'agent étend son aire de répartition, les effectifs de l'hôte diminuent dans les régions où les deux espèces cœxistent;
- lorsque l'espèce nuisible est protégée de l'agent, ses chances de survie augmentent.

Les évaluations post-lâcher classiques se déroulent normalement en deux étapes. Dans un premier temps, les chercheurs s'emploient à déterminer si l'agent est parvenu à coloniser sa région d'adoption. L'agent sera considéré comme établi s'il est retrouvé dans la région où il a été introduit au cours des deux années suivant son lâcher (Harris, 1997). Dans un deuxième temps, les chercheurs évaluent l'impact de l'agent établi sur la population de l'hôte ciblé. La méthode la plus fréquemment utilisée pour ce faire consiste à comparer la densité de la population ciblée avant (souvent immédiatement avant) et après le lâcher. Les données chronologiques

ainsi obtenues sont souvent convaincantes dans les cas bien tranchés, mais selon certains auteurs, pour établir la validité scientifique d'un programme, il faut procéder à une série d'expériences répétées soigneusement planifiées prévoyant l'utilisation de témoins et effectuer les analyses statistiques appropriées (McClay, 1995). Il peut être difficile d'obtenir de telles évaluations « scientifiques » de l'impact d'un agent de lutte biologique. En raison de la complexité des interactions potentielles entre les divers éléments de la communauté et de la nature intrinsèquement imprévisible des lâchers dans un endroit donné, la réalisation d'expériences utilisant des témoins se révèle souvent impossible. Le fait d'établir des parcelles témoins et des parcelles traitées, sans se soucier de savoir si elles reflètent des variables parasites en conditions réelles, ne fournit pas nécessairement un résultat scientifique et ne devrait pas être considéré comme la seule façon d'évaluer un programme.

Harris (1997) a publié une série de conseils applicables à l'évaluation des programmes de lutte biologique contre des espèces de plantes nuisibles. Les promoteurs de projets de lutte biologique sont invités à utiliser des protocoles d'échantillonnage pratiques et efficaces par rapport au coût et à énoncer clairement leurs objectifs dès le début du programme. Ses recommandations relatives à la surveillance devraient produire des résultats utiles et être suffisamment pratiques pour être appliquées dans le cadre de la plupart des programmes de lutte biologique.

Problèmes, limites et enjeux

Les promoteurs de projets de lutte biologique classique doivent composer avec divers problèmes, limites et enjeux se rattachant à la spécificité d'hôte, aux utilisations inadéquates, aux coûts de développement prohibitifs, aux taux de succès limités et aux possibilités de financement.

Spécificité d'hôte

Le risque que les agents de lutte s'attaquent à des plantes non ciblées dans leur pays d'adoption constitue la principale source de préoccupation associée à la lutte biologique classique contre les plantes.

Les insectes ont colonisé presque tous les habitats non marins de la planète. À l'exception du charbon et des produits pétroliers, pratiquement toutes les sources de carbone organique sont exploitées par au moins un taxon d'insecte (Mathews et Mathews, 1978). Étant donné le nombre d'espèces et la diversité écologique observée au sein de la classe des Insectes et la nature du processus de sélection évolutive, il faut s'attendre à trouver dans le monde naturel des espèces d'insectes pouvant être utilisées dans le cadre de programmes de lutte biologique classique.

Les insectes susceptibles d'être utilisés en lutte biologique sont en général des espèces qui présentent un comportement trophique spécialisé. Ces insectes ont perdu la capacité de survivre sur un large éventail de plantes hôtes et ont acquis l'avantage évolutif d'exploiter une gamme plus restreinte et plus homogène de taxons végétaux (Strong *et al.*, 1984; Smith et Remington, 1996).

Ces spécialistes reconnaissent leurs hôtes en détectant les substances chimiques produites exclusivement par ces derniers. De cette façon, ils peuvent trouver leurs hôtes même lorsque ceux-ci sont rares ou distribués de façon irrégulière dans l'environnement (Chapman, 1975; Bush, 1975; Mathews et Mathews, 1978; Van Driesche et Bellows, 1996; Van Driesche et Hoddle, 1997). Ils ont en outre acquis la capacité de résister aux effets répulsifs ou toxiques éventuels produits par des composés secondaires spécifiques des plantes hôtes, ce qui leur permet d'exploiter une ressource qui n'est pas disponible pour la plupart des herbivores (Strong *et al.*, 1984). Issues d'un ancêtre commun, les plantes hôtes d'un groupe taxonomique donné renferment habituellement des substances chimiques semblables (par exemple, les crucifères au goût âcre et piquant comme le chou, le brocoli, le chou de Bruxelles et le chou-fleur). Dès lors, on peut *a priori* s'attendre à ce que les herbivores spécialistes attaquent des plantes apparentées au plan taxonomique. Toute plante ne présentant pas les propriétés chimiques recherchées ne sera pas détectée par le spécialiste ou, si elle l'est, ne le stimulera pas à amorcer sa séquence de comportements trophiques ou reproducteurs.

En comparaison des vertébrés, les insectes dévient très peu d'un ensemble fixe de réponses au monde qui les entoure (Mathews et Mathews, 1978). Chez les insectes, la durée relativement brève de la vie et les capacités neuronales restreintes favorisent les individus qui se conforment à une séquence écologique évolutive bien déterminée (Mathews et Mathews, 1978). Les spécialistes trophiques ont acquis par évolution la capacité de réagir à des stimuli chimiques spécifiques indiquant la comestibilité de leurs plantes hôtes. Si un tel insecte est incapable de trouver une plante hôte qui lui convient, il mourra de faim même en présence de plantes pourtant acceptables sur le plan nutritionnel mais non reconnues comme telles.

Plus de 130 espèces de plantes ont été attaquées par plus de 500 espèces d'invertébrés herbivores dans le cadre d'environ 1 000 projets distincts (Julien et Griffiths, 1998). Moins de 8 % des agents lâchés ont causé des dommages significatifs à des plantes non ciblées. Encore plus important, ces attaques se sont révélées de courte durée et/ou ont eu un impact économique négligeable ou nul (Van Driesche et Bellows, 1996; McFadyen, 1998).

McFadyen (1998) mentionne huit cas où des agents de lutte biologique phytophages se sont attaqués à des plantes non ciblées. Dans cinq de ces cas, ce comportement était prévu au moment de l'introduction initiale et, dans tous les cas, les pertes économiques ont été compensées par l'impact de l'agent sur les populations ciblées.

Il est arrivé à l'occasion que des agents de lutte biologique phytophages élargissent temporairement leur gamme d'hôtes après que leurs populations eurent atteint des proportions épidémiques (Harris, 1990; Van Driesche et Bellows, 1996). Lorsqu'un agent est introduit à des fins de lutte biologique contre une plante exotique, cette dernière présente des proportions épidémiques en comparaison de celles observées dans sa contrée d'origine. Certains agents phytophages prolifèrent rapidement lorsque mis en présence d'une source de nourriture aussi abondante. Après une période de croissance exponentielle, l'agent finit par épuiser la ressource hôte. C'est d'ailleurs l'objectif des programmes de lutte biologique. Souvent, l'agent introduit parvient à décimer les populations de la plante hôte et à en provoquer l'effondrement presque total (déclin de 90 à 99 %) (Dennill *et al.*, 1993; Van Driesche et Bellows, 1996).

Durant cette phase de pullulation temporaire, certains individus peuvent s'attaquer à des plantes non ciblées. Si les essais de spécificité d'hôte ont été réalisés correctement, l'agent ne devrait pas pouvoir boucler son développement sur ces plantes. Finalement, après avoir atteint des proportions épidémiques, la population de l'agent s'effondre en l'espace des deux ou trois générations suivant la quasi-disparition de la plante hôte, l'abondance de cette dernière étant le principal facteur limitant sa taille. Une relation stable finit par s'établir entre l'agent et sa plante hôte, et les deux populations se maintiennent à des densités largement inférieures à ce qu'elles étaient durant leur phase épidémique respective (Harris, 1990; Van Driesche et Bellows, 1996).

En théorie, il est possible que la population d'un agent s'adapte suffisamment à un nouvel hôte pour causer des problèmes à long terme. Toutefois, à ce que l'on sache, aucun agent phytophage évalué avant d'être lâché et utilisé contre une plante nuisible n'a jamais causé de dommages permanents à des plantes cultivées (Waterhouse et Norris, 1987, cités dans Van Driesche et Bellows, 1996; Hokkanen et Lynch, 1995). Les craintes concernant les effets des programmes de lutte biologique sur les espèces non ciblées ont toujours porté sur des espèces présentant une importance économique. Le fait de se soucier uniquement des plantes cultivées ou des pertes économiques éventuelles pourrait nous empêcher de reconnaître les dommages causés aux espèces non cultivées. Sans nier qu'un tel phénomène puisse se produire, j'ai l'impression que si un agent de lutte biologique avait infligé des dommages considérables à une plante non ciblée, la littérature spécialisée en ferait état (par exemple, Louda *et al.*, 1997).

Utilisations inadéquates

La lutte biologique classique n'est pas la panacée à tous les problèmes causés par les espèces nuisibles. En fait, dans certains cas, l'application de cette approche contre des espèces nuisibles sur le plan environnemental n'est pas indiquée.

Les espèces nuisibles indigènes qui vivent en association depuis longtemps avec leurs ennemis naturels également indigènes ne sont pas de bonnes candidates pour les programmes de lutte biologique classique. Il n'y a pas de relation trophique à restaurer entre l'espèce nuisible et l'ennemi naturel indigène. Les ennemis naturels peuvent être utilisés comme agents de lutte inondative (voir l'article de Harris et Shamoun dans le présent ouvrage, p. 291) dans les cas où d'autres facteurs environnementaux rompent temporairement l'équilibre entre l'hôte et l'ennemi naturel. En pareilles circonstances, il est possible d'accroître les effectifs de l'ennemi naturel de manière à tenir son hôte en échec. En l'espace de quelques années, les populations retrouveront inévitablement des proportions concordant avec celles que l'on observe normalement chez des espèces qui ont coévolué. L'agent doit être utilisé comme un « biopesticide », c'est-à-dire appliqué chaque fois et à chaque endroit où l'on entend réprimer les populations de l'hôte ciblé. Pour des raisons économiques, l'utilisation d'une telle stratégie n'est pas envisageable contre des espèces exotiques nuisibles pour l'environnement dans son ensemble.

Une espèce exotique qui est considérée comme nuisible ou bénéfique selon les situations écologiques n'est pas un bonne candidate non plus. En lutte biologique classique, on espère qu'une fois établi, l'agent se maintiendra de façon permanente dans son écosystème d'adoption et que son aire de répartition s'étendra à celle de la plante hôte ciblée (Turner, 1985). Il n'existe aucun moyen pratique de limiter cette dispersion à certaines régions et de l'empêcher dans d'autres (McFadyen, 1998).

Certaines plantes nuisibles exotiques sont trop étroitement apparentées à des plantes bénéfiques indigènes ou introduites pour être considérées comme des cibles acceptables en lutte biologique classique. L'objet des essais de spécificité d'hôte est de déterminer quelles espèces, à part l'espèce hôte ciblée, peuvent assurer le développement et la survie de populations viables de l'agent de lutte biologique. Il n'est pas surprenant que ces essais révèlent que certains ennemis naturels sont capables d'attaquer des plantes non ciblées considérées comme bénéfiques dans les écosystèmes de l'Amérique du Nord. Le coût des essais de spécificité d'hôte et le risque qu'aucun agent adéquat ne soit trouvé augmentent en fonction du nombre d'espèces bénéfiques

indigènes étroitement apparentées à l'espèce cible potentielle en Amérique du Nord.

Coûts de développement

Bien que le dossier de sécurité de la lutte biologique classique soit excellent, le faible taux de succès des projets mis en œuvre à ce jour empêche une utilisation plus large de cette approche de lutte. La proportion des programmes de lutte biologique contre les mauvaises herbes qui ont été couronnés de succès varie, selon les estimations, entre 25 % (Van Driesche et Bellows, 1996) et 40 % (Tisdell, 1990). Comme tous les agents de lutte biologique classique sont également des espèces exotiques introduites, il est difficile de prévoir leur efficacité. Sur le plan économique, la combinaison des coûts (pouvant atteindre plusieurs millions de dollars), de la rentabilité maximale potentielle (répression continue de l'espèce nuisible) et de la probabilité de succès (moins de 40 %) font des projets de lutte biologique classique, qui utilisent des agents dont l'efficacité reste à prouver, des investissements très spéculatifs. C'est l'une des raisons pour lesquelles ces programmes sont habituellement exécutés par des organismes gouvernementaux.

L'utilisation efficace d'agents de lutte biologique contre des espèces nuisibles pour l'environnement dans des écosystèmes naturels exige une bonne compréhension des facteurs influant sur le coût des programmes. Un projet complet de lutte biologique classique ciblant une plante nuisible qui n'a jamais été étudiée peut nécessiter environ 20 années-scientifiques et coûter entre quatre et neuf millions de dollars (Harris, 1997, 1998a; McFadyen, 1998). Une fraction substantielle de ces dépenses est engagée au cours des étapes initiales du projet, durant les travaux exploratoires à l'étranger, l'évaluation préliminaire des agents et les essais de spécificité d'hôte. Ces dépenses doivent être engagées avant même qu'un agent convenable ait été sélectionné ou importé dans le pays où sévit l'espèce nuisible ciblée. Nul ne peut fournir l'assurance que des agents convenables seront trouvés. Si des agents prometteurs sont effectivement trouvés, la probabilité qu'ils se révèlent par la suite incapables de résoudre les problèmes causés par l'hôte exotique cible s'élève à plus de 50 %.

S'il est vrai que la majorité des coûts de la lutte biologique classique sont engagés durant les premières étapes de la mise en œuvre d'un programme, les avantages économiques en cas de réussite sont permanents et, selon de nombreux rapports, considérables en comparaison des coûts de mise en œuvre (Huffaker et Caltagirone, 1986; Tisdell, 1990; Van Driesche et Bellows, 1996). Le rapport coûts-avantages moyen pour les projets australiens de lutte biologique (10,6:1) était largement supérieur à celui enregistré pour les projets de lutte non biologique (2,5:1) entrepris par le même organisme (Tisdell, 1990). Devant de telles statistiques, on peut se demander pourquoi il est parfois si difficile d'obtenir les fonds nécessaires pour mettre en œuvre des programmes de lutte biologique classique.

Financement

Le soutien financier, et non la sécurité, est souvent le principal facteur qui limite l'efficacité des programmes de lutte biologique classique (Van Driesche et Bellows, 1993). La conduite d'un programme de lutte biologique classique s'étend sur 10 à 20 ans (P. Harris, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Lethbridge, AB, comm. pers.), ce qui dépasse largement la durée du mandat de la plupart des organismes de financement. De nombreux organismes sont en conséquence incapables de financer un programme complet jusqu'à son aboutissement ou réticents à s'engager dans cette voie. La plupart des organismes promoteurs souhaitent participer à l'étape la plus spectaculaire du programme — le lâcher des agents. Ils sont par contre moins intéressés à financer les évaluations préliminaires permettant d'établir la nature des problèmes causés par l'espèce nuisible, les recherches visant à accroître l'efficacité du processus de sélection des agents efficaces et les évaluations post-lâcher des impacts indirects des agents de lutte biologique. Des réserves valides ont été exprimées concernant l'absence de mécanismes rigoureux de surveillance avant et après le lâcher des agents de lutte biologique. Il est cependant difficile de convaincre les organismes de financement de la nécessité de telles études, et encore plus difficile de les persuader d'accorder les fonds nécessaires à leur réalisation (McFadyen, 1998).

En dépit de ces obstacles, la perspective d'obtenir un niveau de répression continu et étendu peut générer un contexte coût-efficacité favorable à la mise en œuvre de programmes de lutte biologique classique contre certaines espèces nuisibles. Mais qui devrait payer pour les recherches requises pour mener à bien de tels programmes? Voici deux points de vue sur la question :

> La lutte biologique n'a pas pour objet de fournir des produits qui doivent constamment être mis sur le marché, mais bien d'offrir une solution continue aux problèmes posés par des ravageurs à l'échelle régionale ou nationale. (Van Driesche et Bellows, 1996) [Traduction libre].

> La lutte biologique classique doit être considérée comme un bien public ou collectif. Laissée aux forces du marché libre, elle sera sous-utilisée. (Tisdell, 1990) [Traduction libre].

Une fois établis, les agents de lutte biologique efficaces se dispersent à l'échelle de l'aire de répartition de l'hôte pour exercer leur effet régulateur de façon continue. Les producteurs ne sont pas obligés de payer pour ce type de programme, car ils profitent de ses retombées qu'ils contribuent ou non à son financement. Il n'y a pas

de produits à vendre chaque année. Comme il n'y a pas de « marché continu », les groupes qui ont des intérêts commerciaux dans la lutte biologique n'ont aucune raison d'investir dans ces programmes de recherche (Hokkanen et Lynch, 1995). En réalité, lorsqu'elle est efficace, la lutte biologique classique contre un ravageur représente une forme de concurrence écrasante pour les entreprises qui souhaitent vendre chaque année un moyen de lutte à un grand nombre de producteurs. Dès lors, par sa nature, la lutte biologique classique élimine de la liste des sources de financement potentielles le principal intervenant en lutte antiparasitaire, l'industrie des pesticides.

Les promoteurs de projets de lutte biologique classique contre des ravageurs présentant une importance économique doivent obtenir un soutien financier considérable pour mettre en œuvre leur projet, et ce, sans garantie de rendement du capital investi. Pour ces raisons, le financement des programmes de lutte biologique classique doit être proportionnel aux retombées globales de ces programmes pour la société (Reichelderfer, 1985). L'appui des organismes gouvernementaux ou d'organisations non gouvernementales à but non lucratif a toujours joué un rôle essentiel dans la mise en œuvre des projets de lutte biologique classique, et il continuera de le faire dans le futur (Waage, 1991; Van Driesche et Bellows, 1993).

Sachant à quel point il est difficile d'obtenir des fonds pour des programmes de lutte biologique classique quand les ravageurs présentent une importance économique, quel type d'appui financier peut-on espérer quand on veut cibler des espèces nuisibles dans des habitats naturels? Souvent, la conservation ou la restauration d'une communauté naturelle comporte très peu d'avantages économiques tangibles, et aucun particulier ou groupe ne peut espérer réaliser des profits substantiels dans une entreprise de ce genre. Dans les circonstances, il devient encore plus important que des organismes à but non lucratif agissant dans l'intérêt du public appuient la mise en œuvre de programmes de lutte biologique classique dans les milieux naturels.

Dans le passé, les gouvernements ont assumé cette responsabilité financière, mais la politique actuelle du gouvernement fédéral à l'égard de la lutte biologique favorise le cofinancement des programmes par des groupes externes présentant des intérêts particuliers (P. Harris, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Lethbridge, AB, comm. pers.). On peut comprendre pourquoi une association de producteurs (par exemple, un office de commercialisation d'un produit donné) peut être intéressée à cofinancer un programme de lutte contre un ravageur d'importance économique s'attaquant au produit qu'elle s'emploie à commercialiser. Il est cependant plus difficile d'imaginer comment les organisations non gouvernementales à but non lucratif qui s'occupent de questions environnementales pourraient trouver les fonds voulus pour cofinancer un programme ou vouloir affecter des sommes considérables à la réalisation de recherches de nature fondamentalement spéculative. Il sera très difficile de trouver les fonds requis pour mettre en œuvre des programmes de lutte biologique classique dans les habitats naturels. Le financement est l'un des principaux facteurs qui limitent la mise en œuvre de tels projets.

Une partie des difficultés posées par le financement peuvent être surmontées si l'on considère en premier lieu les agents qui ont déjà été utilisés avec succès contre l'hôte ciblé dans d'autres biorégions (Harley et Forno, 1992; Hokkanen et Lynch, 1995; Van Driesche et Bellows, 1996). Cette façon de faire élimine tous les coûts des travaux exploratoires à l'étranger et de la sélection préliminaire ainsi qu'une fraction substantielle du coût des essais de spécificité d'hôte (McFadyen, 1998). Une autre solution consiste à jumeler le projet à un programme élaboré par un autre pays (Harris, 1998). Là encore, la majeure partie du coût des recherches préalables aux lâchers est assumée par l'autre pays.

Harris (1998) a comparé les coûts et l'efficacité pour le Canada de mener ses propres programmes de lutte biologique au lieu d'adopter des programmes élaborés dans un autre pays, principalement les États-Unis. Il y a un avantage pour le Canada à adopter un programme mis en œuvre aux États-Unis, car les risques posés par les agents potentiels en cas d'introduction en Amérique du Nord tempérée auront déjà été évalués. Harris a montré que 80 % des agents introduits dans le cadre de programmes de lutte biologique canadiens se sont établis au Canada, comparativement à seulement 33 % de ceux « empruntés » à des programmes élaborés à l'étranger. Toutefois, le coût moyen des travaux de sélection et d'évaluation d'un programme canadien a été estimé à 6,6 scientifiques-années et 2,3 millions $. En comparaison, ce coût, en cas d'adoption d'un programme étranger, est évalué à seulement 0,24 scientifique-année et à moins de 100 000 $ (Harris, 1998). Le taux de succès moindre des programmes adoptés est donc largement compensé par leur coût de mise en œuvre extrêmement faible. Lorsqu'une plante nuisible menace des intérêts canadiens et lorsque la spécificité d'hôte de l'agent pressenti ne semble pas devoir poser des problèmes au Canada, il peut valoir la peine de mettre à l'essai des agents dont l'évaluation a déjà été financée par d'autres pays. Toutefois, cette solution n'est envisageable que pour certains ravageurs au Canada. Dans les autres cas, des recherches originales s'imposent.

Conclusion

Il n'existe fondamentalement que deux façons de composer avec les importants problèmes à long terme

causés par les espèces nuisibles exotiques dans les écosystèmes naturels : ne rien faire et laisser la nature suivre son cours, ou recourir à la lutte biologique classique contre certaines espèces exotiques.

La société, représentée par le gouvernement, doit déterminer quelles espèces sont nuisibles et proposer des solutions correctrices en conséquence. La décision d'appliquer un programme de lutte biologique classique doit être prise pour chaque ravageur après évaluation des risques posés par ce dernier. Une des dimensions fondamentales qui se rattachent au concept d'évaluation des risques est le fait qu'il est impossible de formuler des prédictions scientifiques globales rigoureusement exactes. La lutte biologique classique n'est peut-être pas une « science » au sens théorique du terme (Anderson, 1995; Hager et McCoy, 1998), mais ses avantages pour la société sont démontrés et indéniables. Le dossier de sécurité de la lutte biologique classique, mis en cause par certains critiques au cours des dernières années (Howarth, 1991; Simberloff et Stiling, 1996; Louda *et al.*, 1997), est certainement meilleur que celui de la plupart des formes de manipulation à grande échelle de l'environnement (par exemple, agriculture, foresterie, pêches, production d'énergie).

Si la société, telle que représentée par le gouvernement, estime que la lutte biologique classique est un outil de gestion acceptable, elle doit accepter d'affecter les fonds nécessaires à son application. Une des critiques les plus sévères adressées au cours de la dernière décennie aux promoteurs de projets de lutte biologique classique est qu'ils ne surveillent pas les conséquences de leurs introductions. Les programmes de surveillance post-lâcher demandés par les critiques et attendus par la société ne seront mis en œuvre que le jour où les organismes de financement accepteront de s'engager pour une période d'au moins 20 ans.

Comme les problèmes causés par les espèces exotiques dans les habitats naturels s'étendent à l'échelle du continent et s'exercent de façon continue, le potentiel de la lutte biologique classique comme outil de conservation de la nature est unique, démontré et réel. Le défi pour les partisans de la lutte biologique classique sera de persuader la société que cet outil peut être utilisé d'une façon sûre et éthique et que les avantages écologiques découlant des programmes efficaces contre des plantes nuisibles exotiques justifient l'investissement qu'exige ce type d'initiative.

Remerciements

Je remercie le Department of Environmental Biology de la University of Guelph, et le North American Wetland Conservation Council de leur appui financier durant la préparation de ce manuscrit. Rose De Clerck-Floate, Gard Otis et plusieurs autres personnes ont révisé le manuscrit et formulé de nombreux commentaires utiles concernant divers aspects. Je suis également reconnaissant envers Peter Harris, Gary Eden, Axel Larsen, Gerry Lee et Donna MacKenzie de leurs judicieux conseils et de leur soutien indéfectible durant mes « années de salicaire ». Je remercie également Renata Claudi du dévouement remarquable dont elle a fait preuve dans la révision-correction du manuscrit. Enfin, je tiens à exprimer toute ma gratitude à mon professeur, John Laing, et à tous mes étudiants des cours sur les insectes – vous m'avez forcé à rester vigilant!

Références

Anderson, M.G. 1995. Interactions between *Lythrum salicaria* and native organisms: a critical review. Environ. Manage. 19:225–231.

Andow, D.A.; Ragsdale, D.W.; Nyvall, R.F. 1997. Biological control in cool temperate regions. Pages 1–28 *in* D.A. Andow, D.W. Ragsdale, and R.F. Nyvall, eds. Ecological interactions and biological control. Westview Press, Boulder, CO.

Barbosa, P.; Segarra-Carmona, A. 1993. Criteria for the selection of pest arthropod species as candidates for biological control. Pages 5–24 *in* R.G. Van Driesche and T.S. Bellows, eds. Steps in classical arthropod biological control. Thomas Say Publications in Entomology—Proceedings. Entomological Society of America, Lanham, MD.

Bonnicksen, T. 1984. A call for accountability. Restor. Manage. Notes 1:12–13.

Bush, G.L. 1975. Sympatric speciation in phytophagous parasitic insects. Pages 187–206 *in* P.W. Price, ed. Evolutionary strategies of parasitic insects and mites. Plenum Press, New York, N.Y.

Cairns, J., Jr. 1995. The influence of the information age, world globalization, and ecosystem health upon ecological risk assessment. Ecosyst. Health 1:81–87.

Chapman, R.F. 1975. The insects: structure and function. English Universities Press, London, UK.

Constanza, R.; Norton, B.G.; Haskell, B.D., eds. 1992. Ecosystem health: new goals for ecosystem management. Island Press, Washington, DC.

Crosby, A.W. 1986. Ecological imperialism. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Cullen, J.M.; Delfosse, E.S. 1985. *Echium plantageneum*: catalyst for conflict and change in Australia. Pages 249–292 *in* E.S. Delfosse, ed. Proceedings of the VI International Symposium on Biological Control of Weeds. Agriculture Canada, Ottawa, ON.

DeLoach, C.J. 1991. Past successes and current prospects in biological control of weeds in the United States and Canada. Nat. Areas J. 11:129–142.

Dennill, G.B.; Donelly, D.; Chown, S.L. 1993. Expansion of host-plant range of a biocontrol agent *Trichilogaster acaciaelongifoliae* (Pteromalidae) released against the weed *Acacia longifolia* in South Africa. Agric. Ecosyst. Environ. 43:1–10.

Drake, J.A.; Mooney, H.A.; di Castri, F.; Groves, R.H.; Kruger, F.J.; Rejmanek, M.; Williamson, M., eds. 1989. Biological invasions: a global perspective, SCOPE 37. John Wiley and Sons, New York, NY.

Hager, H.A.; McCoy, K.D. 1998. The implications of accepting untested hypotheses: a review of the effects of purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) in North America. Biodivers. Conserv. 7:1069–1079.

Harley, K.L.S.; Forno, I.W. 1992. Biological control of weeds, a handbook for practitioners and students. Inkata Press, Melbourne, Australia.

Harris, P. 1990. Environmental impact of introduced biological control agents. Pages 289–300 *in* M. Mackauer, L.E. Ehler, and J. Rolans, eds. Critical issues in biological control. Intercept Press, Andover, UK.

Harris, P. 1991. Classical biocontrol of weeds: its definition, selection of effective agents, and administrative-political problems. Can. Entomol. 123:827–849.

Harris, P. 1997. Monitoring and impact of weed biological control agents. Pages 215–223 *in* D.A. Andow, D.W. Ragsdale, and R.F. Nyvall, eds. 1997. Ecological interactions and biological control. Westview Press, Boulder, CO.

Harris, P. 1998. Evolution of classical weed biocontrol: meeting survival challenges. Bull. Entomol. Soc. Can. 30:134–143.

Hokkanen, H.M.T.; Lynch, J.M., eds. 1995. Biological control: benefits and risks. Cambridge University Press, New York, NY.

Howarth, F.G. 1991. Environmental impact of classical biological control. Annu. Rev. Entomol. 36:485–509.

Huffaker, C.B.; Caltagirone, L.E. 1986. The impact of biological control on the development of the Pacific. Agric. Ecosyst. Environ. 15:95–107.

Huffaker, C.B.; Messenger, P.S., eds. 1976. Theory and practice of biological control. Academic Press, New York, NY.

[IIBC] International Institute of Biological Control. 1994. Using biodiversity to protect biodiversity. Biological control, conservation and the biodiversity convention. CABI Publishing, Wallingford, Oxon, UK.

Johnson, H.B. 1985. Consequences of species introductions and removals on ecosystem function. Pages 27–56 *in* E.S. Delfosse, ed. Proceedings of the VI International Symposium on Biological Control of Weeds. Agriculture Canada, Ottawa, ON.

Julien, M.H.; Griffiths, M.W. 1998. Biological control of weeds: a world catalogue of agents and their target weeds. 4th. ed. CABI Publishing, Wallingford, Oxon, UK. 240 p.

Lockwood, J.A. 1993. Environmental issues involved in biological control of rangeland grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) with exotic agents. Environ. Entomol. 22:503–518

Lockwood, J.A. 1996. The ethics of biological control: understanding the moral implications of our most powerful ecological technology. Agric. Hum. Values 13:2–19.

Louda, S.M.; Kendall, D.; Connor, J.; Simberloff, D. 1997. Ecological effects of an insect introduced for the biological control of weeds. Science 277:1088–1090.

Lozon, J.D.; MacIsaac, H.J. 1997. Biological invasions: are they dependent on disturbance? Environ. Rev. 5:131–144.

Mathews, R.W.; Mathews, J.R. 1978. Insect behavior. John Wiley and Sons, New York, NY.

McClay, A.S. 1995. Beyond "before-and-after": experimental design and evaluation in classical weed biocontrol. Pages 213–219 *in* E.S. Delfosse and R.R. Scott, eds. Proceedings of the VIII International Symposium on Biological Control of Weeds. CSIRO Publishing, Melbourne, Australia.

McEvoy, P.B. 1996. Host specificity and biological control. Bioscience 46:401–405.

McFadyen, R.E.C. 1998. Biological control of weeds. Annu. Rev. Entomol. 43:369–393.

Nechols, J.R.; Kauffman, W.C. 1992. Introduction and overview. Pages 1–5 *in* W.C. Kauffman and J.E. Nechols, eds. Selection criteria and ecological consequences of importing natural enemies.Thomas Say Publications in Entomology—Proceedings. Entomological Society of America, Lanham, MD.

Nechols, J.R.; Kauffman, W.C.; Schaefer, P.W. 1992. Significance of host specificity in classical biological control. Pages 41–52 *in* W.C. Kauffman and J.E. Nechols, eds. Selection criteria and ecological consequences of importing natural enemies. Thomas Say Publications in Entomology—Proceedings. Entomological Society of America, Lanham, MD.

Pimm, S.L. 1991. The Balance of Nature? Ecological issues in the conservation of species and communities. University of Chicago Press, Chicago, IL.

Reichelderfer, K. 1985. Factors affecting the economic feasibility of the biological control of weeds. Pages 135–144 *in* E.S. Delfosse, ed. Proceedings of the VI International Symposium on Biological Control of Weeds. Agriculture Canada, Ottawa, ON.

Sawyer, R.C. 1996. To make a spotless orange—biological control in California. Iowa State University Press, Ames, IA.

Schmitz, D.C.; Simberloff, D. 1997. Biological invasions: a growing threat. Issues Environ. Sci. Technol. 8:33–40.

Simberloff, D. 1992. Conservation of pristine habitats and unintended effects of biological control. Pages 104–117 *in* W.C. Kauffman and J.E. Nechols, eds. Selection criteria and ecological consequences of importing natural enemies. Thomas Say Publications in Entomology—Proceedings. Entomological Society of America, Lanham, MD.

Simberloff, D.; Stiling, P. 1996. How risky is biological control? Ecology 77:1965–1974.

Smith, H.R.; Remington, C.L. 1996. Food specificity in interspecies competition. Bioscience 46:436–447.

Strong, D.R. 1997. Fear no weevil? Science 277:1058–1059.

Strong, D.R.; Lawton, J.H.; Southwood, Sir Richard. 1984. Insects on plants: community patterns and mechanisms. Harvard University Press, Cambridge, MA.

Thiery, R.G. 1982. Environmental instability and community diversity. Biol. Rev. (Cambridge) 57:671–710.

Tisdell, C. 1990. Economic impact of biological control of weeds and insects. Pages 301–316 *in* M. Mackauer, L.E. Ehler and J. Roland, eds. Critical issues in biological control. Intercept Press, Andover, UK.

Turner, C.E. 1985. Conflicting interests and the biological control of weeds. Pages 203–226 *in* E.S. Delfosse, ed. Proceedings of the VI International Symposium on Biological Control of Weeds. Agriculture Canada, Ottawa, ON.

Van Driesche, R.G.; Bellows, T.S. 1993. Conclusions. Pages 87–88 *in* R.G. Van Driesche and T.S. Bellows, eds. Steps in classical arthropod biological control. Thomas Say Publications in Entomology—Proceedings. Entomological Society of America, Lanham, MD.

Van Driesche, R.G.; Bellows, T.S. 1996. Biological control. Chapman and Hall, New York, NY.

Van Driesche, R.G.; Hoddle, M. 1997. Should arthropod parasitoids and predators be subject to host range testing when used as biological control agents? Agric. Hum. Values 14:221–226.

Waage, J.K. 1991. Biological control: the old and the new. *In* A.S. McClay, ed. Proceedings of the Workshop on Biological Control of Pests in Canada, 11–12 october 1990, Calgary, AB. Alberta Environmental Centre, Vegreville, AB.

Waage, J. 1996. Yes, but does it work in the field? The challenge of technology transfer in biological control. Entomophaga 41:315–332.

Wan, F.-W.; Harris, P. 1997. Use of risk analyses for screening weed biocontrol agents: *Altica carduorum* Guer. (Coleoptera:Chrysomelidae) from China as a biocontrol agent of *Cirsium arvense* L. Scop. in North America. Biocontrol Sci. Technol. 7:299–308.

Waterhouse, D.F.; Norris, K.R. 1987. Biological control, Pacific prospects. Inkata Press, Melbourne, Australia.

Westman, W.E. 1990. Park management of exotic plant species: problems and issues. Conserv. Biol. 4:251–260.

White, D.J.; Haber, E.; Keddy, C. 1993. Plantes envahissantes des habitats naturels du Canada : aperçu global des espèces vivant en milieu humide et en milieu sec et la législation visant leur élimination. Rapport préparé pour le Service canadien de la faune, Environnement Canada, en coopération avec le Musée canadien de la nature, Ottawa (Ont.).

Williamson, M. 1996. Biological invasions. Chapman and Hall, New York, NY.

Photographie accompagnant le titre du chapitre : L'agent de lutte biologique *Galerucella calmariensis* (L.) s'alimentant sur la salicaire (*Lythrum salicaria* L.). Photo par Eric Coombs, Oregon Department of Agriculture, Salem (OR).

Lutte biologique contre les plantes nuisibles au Canada : résultats, possibilités et contraintes

Peter Harris et Simon F. Shamoun

La lutte biologique désigne l'utilisation délibérée d'ennemis naturels (prédateurs, parasites, agents pathogènes et espèces concurrentes) pour réduire une espèce nuisible à une densité acceptable. Trois approches sont possibles : classique (inoculative), inondative (application massive de bioherbicide) et manipulative (manipulation de l'habitat). Le choix dépend de l'espèce cible (indigène ou exotique, associée à des terres cultivées ou non cultivées), de son degré de persistance et de l'objectif de la lutte (économique ou environnementale). Les espèces nuisibles citées dans le présent article sont des plantes, mais les approches et les principes décrits s'appliquent également aux insectes et à d'autres organismes. À une exception près, le programme canadien de lutte biologique contre les mauvaises herbes vise essentiellement des espèces qui entraînent des pertes économiques en agriculture et en foresterie. Il faut donc intégrer la lutte biologique à la gestion des cultures et la faire accepter du grand public.

Les agents de lutte biologique classique s'autoperpétuent par divers moyens de dispersion et fournissent ainsi une répression soutenue. Habituellement, les cibles sont des plantes introduites qui forment des populations denses persistantes dans des prairies non cultivées. Les agents de lutte sont souvent des insectes, parfois des agents pathogènes et des nématodes. Quel que soit l'agent, il ne doit pas nuire aux plantes utiles. La lutte biologique classique est normalement peu efficace contre les plantes nuisibles de transition courte, à moins que l'agent utilisé se disperse très bien, prolifère rapidement et ait un impact important. Mais quand elle est indiquée, c'est la solution la plus économique et la plus acceptable sur le plan environnemental.

Certains s'opposent à la lutte biologique classique parce qu'elle favorise l'établissement d'une espèce exotique qui, par définition, ne fait pas partie de l'environnement canadien naturel. Mais un habitat n'est plus indigène s'il est dominé par une plante exotique. La lutte biologique permet habituellement de transformer une communauté dominée par une plante exotique en une communauté indigène comportant une faible population de la plante nuisible cible et de l'agent de lutte biologique. L'*Agricultural Risk Protection Act* 2000 des États-Unis reconnaît cet avantage. La nécessité même de la lutte biologique et la gamme d'hôtes des agents utilisés sont des questions plus fondamentales.

Pour entreprendre un programme de lutte biologique classique, il faut en démontrer la nécessité en comparant les coûts aux avantages économiques et écologiques tout en tenant compte des effets éventuels sur les espèces non ciblées. Et pour démontrer qu'un agent est sans danger, il faut compter environ deux années-chercheurs, ou environ 800 000 $. Pour une analyse approfondie, voir l'article de Corrigan dans le présent ouvrage (p. 279) et celui de Harris (2000a). La loi habilitante au Canada est la *Loi sur la protection des végétaux*.

Le principal critère de sécurité utilisé en Amérique du Nord est le suivant : l'insecte ne doit pas se développer sur des plantes désirables lorsqu'il y est confiné. À l'évidence, les plantes qui se révèlent non propices dans les essais ne sont pas menacées. Par contre, il arrive souvent durant les essais que les larves se développent sur d'autres plantes appartenant au même genre que la plante hôte, même si elles n'attaqueraient pas ces espèces en milieu naturel. Or la plupart des plantes nuisibles exotiques appartiennent à des genres qu'on retrouve ici. Les essais révèlent donc souvent que certaines plantes indigènes sont vulnérables, même si moins de 5 % des agents les attaquent en milieu naturel. L'écart entre le comportement des agents durant les essais et sur le terrain s'explique par le fait que chez la plupart des insectes, c'est la femelle qui choisit l'hôte au moment de la ponte. Dès lors, pour mieux évaluer la menace, ceux qui se développent sur des plantes indigènes au cours des essais doivent être soumis, à l'âge adulte, à de nouveaux essais sur le terrain, jugés acceptables pour les organismes de réglementation, dans des régions où les plantes indigènes vulnérables sont présentes.

La lutte biologique classique est également utilisée en milieu forestier. Mais dans les forêts canadiennes, les pertes sont en grande partie causées par des plantes indigènes. C'est donc la lutte biologique inondative qui convient le mieux, car elle fait appel à des organismes indigènes, habituellement des champignons, cultivés sur des milieux nutritifs puis pulvérisés dans la zone infestée. Cette stratégie provoque une prolifération temporaire locale, mais la situation revient progressivement à la normale après un à cinq ans. Les dommages causés aux plantes non visées doivent être limités. Pour qu'il en soit ainsi, il faut que l'agent de lutte ait une gamme d'hôtes étroite ou que ses effets soient restreints par la méthode d'épandage. Cette approche a été surtout utilisée contre des plantes indigènes qui, en proliférant rapidement à la suite de coupes ou d'autres perturbations, compromettent la régénération forestière. Watson et Wall (1995) font des remarques générales sur cette stratégie. En agriculture, la lutte biologique inondative est envisageable contre

les plantes nuisibles très abondantes qui ne peuvent être réprimées autrement. La loi habilitante au Canada est la *Loi sur la protection des végétaux*. Les principaux obstacles à cette approche sont le coût élevé de l'homologation du produit et, souvent, l'étroitesse du marché pour celui-ci.

La lutte biologique manipulative a pour objectif de modifier un habitat afin d'accroître l'avantage concurrentiel des ennemis naturels en place et de réduire celui des espèces concurrentes. Cette approche n'est assujettie à aucune loi habilitante particulière.

Les programmes fédéraux de lutte biologique contre les plantes nuisibles mis en place par Agriculture et Agroalimentaire Canada et le Service canadien des forêts (SCF) de Ressources naturelles Canada sont dictés par des considérations économiques plutôt qu'écologiques. Pour les projets en milieu agricole, les sommes versées par le gouvernement sont proportionnelles aux montants investis par les producteurs spécialisés ou par l'industrie. En milieu forestier, les projets sont menés conjointement par le gouvernement, l'industrie et le secteur universitaire. Les avantages écologiques, tels que la multiplication des espèces indigènes, ne font pas partie des objectifs et ne sont habituellement pas mesurés. En Australie, Bell (1983) a estimé que les plantes nuisibles exotiques déplaçaient 50 espèces de plantes indigènes rares. La situation pourrait être comparable au Canada. Toutefois, les scientifiques ont rarement des fonds pour étudier ce genre de problème, sauf si les plantes nuisibles ont également une incidence économique.

Lutte biologique classique

Certains écologistes mettent en cause la nécessité de la lutte biologique contre les plantes nuisibles dans les pâturages. Rappelant que la plupart des plantes nuisibles sont des espèces pionnières, ils allèguent que le modèle de succession courant donne à croire que l'application de bonnes pratiques de gestion des pâturages entraîne le remplacement des espèces pionnières par des espèces dominantes stables (« espèces climaciques »). Toutefois, certaines espèces exotiques (en l'absence de broutage) forment des peuplements dominants stables que les herbicides n'éliminent que temporairement. Ce fait ne cadre pas avec le modèle classique de succession écologique. Le modèle d'état et de transition offre une alternative à ce modèle standard. Selon celui-ci, un certain nombre de communautés végétales (appelées des « états ») peuvent former des colonies stables. En cas de perturbation, ces communautés cèdent la place à des espèces de transition, qui sont remplacées par de nouvelles communautés stables, pas toujours les mêmes qu'avant (Harris et Wilmhurst, 2000). Le remplacement des communautés indigènes stables par une communauté stable dominée par une plante exotique est compatible avec le modèle d'état et de transition. En principe, les espèces dominantes stables et les espèces de transition pérennes constituent les meilleures cibles pour la lutte biologique classique. La plupart des programmes canadiens de ce type visent des espèces exotiques qui réduisent le rendement des cultures fourragères ou qui provoquent des intoxications chez le bétail.

Au Canada, 20 espèces de plantes nuisibles ont été ainsi combattues depuis 1950. Des agents de lutte se sont établis sur 18 de ces espèces, dont 11 ont connu un déclin, au moins dans certains habitats. La lutte biologique produit souvent une communauté végétale formée de l'étage inférieur de l'ancienne espèce nuisible (ou de celui qui lui était adjacent) et d'une petite population de l'espèce ciblée. En cas de pâturage intensif, le nouvel état peut être dominé par une autre plante nuisible. Dans quatre projets canadiens visant des terres non cultivées (décrits ci-après), la biomasse de la plante nuisible ciblée a été réduite, et dans trois de ces cas l'habitat a été restauré. La lutte biologique classique comporte donc des avantages écologiques. Le présent article mentionne également la lutte biologique contre deux espèces infestant des terres cultivées dans d'autres pays, soit l'herbe à poux (*Ambrosia artemisiifolia* L.) en Russie et la chondrille à tige de jonc (*Chondrilla juncea* L.) en Australie. Rien n'a été ainsi tenté au Canada sur des terres cultivées.

Terres non cultivées : projets canadiens

Le millepertuis commun (*Hypericum perforatum* L.), plante européenne, a été la cible en Australie, dans les années 1920, d'un des premiers projets de lutte biologique jamais réalisés. Les mêmes espèces d'insectes ont été relâchées en 1944 dans l'Ouest des États-Unis, où le millepertuis avait rendu plus de 810 000 ha de parcours non productifs. Parmi ces insectes, la chrysomèle *Chrysolina quadrigemina* (Suffr.) (figure 1) s'est révélée particulièrement efficace, entraînant le rétablissement de parcours de

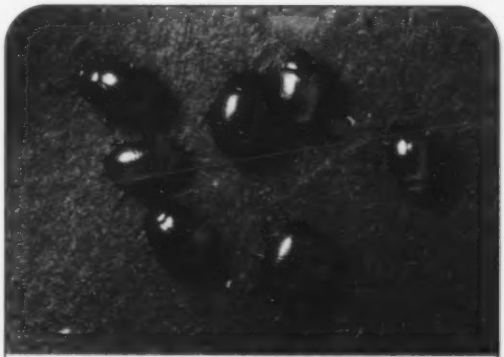


Figure 1. Les chrysomèles *Chrysolina quadrigemina* (espèce la plus grande) et *C. hyperici* (plus petite).

qualité passable à bonne dans la majeure partie de la région et réduisant le millepertuis à environ 1 % de sa densité (Huffaker et Kennet, 1959). Des lâchers dans le centre-sud de la Colombie-Britannique ont été réalisés en 1952 après l'échec des traitements chimiques intensifs. Le *C. quadrigemina*, dans les milieux secs en été, et le *C. hyperici* (Forst.), dans les milieux humides en été, ont été aussi efficaces qu'en Californie, mais avec un retard pouvant atteindre 10 ans (Harris *et al.*, 1969), soit le temps que les coléoptères s'adaptent à la reproduction en automne et au printemps plutôt qu'en hiver (Peschken, 1972). Une substance photosensibilisante dans le feuillage de la plante empêche la reproduction estivale. Les coléoptères ont marqué l'abandon des traitements chimiques contre le millepertuis en Colombie-Britannique. Malheureusement, le remplacement du millepertuis par la centaurée diffuse (*Centaurea diffusa* Lam.) et la centaurée maculée (*C. maculosa* Lam.) a annihilé une bonne part des gains économiques enregistrés. En Ontario, les chrysomèles ont décimé les populations de millepertuis au point où cette espèce a été retirée de la liste des plantes nuisibles de la province. En Nouvelle-Écosse, de nombreux sites sont trop humides pour le *C. hyperici*, mais parce qu'il est vecteur d'un champignon indigène mortel pour la mauvaise herbe, il parvient, même en faible densité, à juguler le millepertuis qui fait généralement moins de 1 % du couvert (Jensen, 2000a).

L'euphorbe ésule (*Euphorbia esula* L.) a été introduite au Canada depuis l'Europe de l'Est lors de la colonisation des Prairies. Elle forme des peuplements denses persistants qui recouvrent souvent le sol totalement. Comme le bétail évite les zones où l'euphorbe forme plus de 10 % du couvert végétal, tout le fourrage est perdu. Au Dakota du Nord, les coûts de la lutte contre cette plante nuisible et les pertes engendrées par cette dernière ont été estimés à 105 millions $US par an (Leistritz *et al.*, 1992), soit l'équivalent au prorata pour le Manitoba de 16,4 millions $US par an. En dépit des traitements herbicides, l'euphorbe ésule constitue une source de préoccupation croissante dans tout l'Ouest du Canada.

Dans les milieux chauds et secs à sol grossier, la chrysomèle radicicole *Aphthona nigriscutis* Foudr. (figure 2) donne d'excellents résultats. Sur les dunes de sable du parc provincial Spruce Woods (Man.) (figure 3), la biomasse sèche d'ésule au point de lâcher du coléoptère a chuté de 96 % pour ensuite augmenter légèrement à la suite de plusieurs étés humides. L'euphorbe ésule a connu un déclin de 87 % en 10 ans, alors que les graminées et les carex ont augmenté de 2,6 fois et les herbacées dicotylédones, de 1,9 fois. À Maxim (Sask.), dans un milieu à loam sableux, la chrysomèle *A. cyparissiae* (Koch) a réduit de 89 % la densité des peuplements d'euphorbe ésule en 10 ans. Pendant la même période, la densité des graminées, principalement le pâturin des prés (*Poa pratensis* L.) a triplé, alors que celle des herbacées dicotylédones a augmenté de sept fois. À Regina (Sask.), aux sols argileux et lourds ainsi que dans les prairies broussailleuses, l'*A. lacertosa* (Rosh.) est l'agent de lutte le plus efficace (Harris, 2000b). Le scinque des Prairies (*Eumeces s. septentrionalis* Baird.), espèce préoccupante au Canada, se rencontre uniquement parmi la végétation basse des zones sablonneuses dénudées, dans la région du delta de l'Assiniboine (Man.). L'euphorbe ésule menaçait de le déplacer et de détruire

Figure 2. La chrysomèle radicicole *Aphthona nigriscutis*.

Figure 3. Colonie d'euphorbe ésule maîtrisée par l'*Aphthona nigriscutis*, au parc Spruce Woods (Man.); l'euphorbe ésule parvient à se maintenir dans le secteur ombragé à l'arrière-plan et sur une fourmilière, la chrysomèle évitant ces deux secteurs.

son habitat, mais la lutte biologique a permis de redresser la situation (E. Bredin, comm. pers.). Au terme d'un échantillonnage étalé sur trois ans, Mico (1993) a établi que le couvert moyen de l'euphorbe ésule était passé de 50 à 14 %. On a trouvé 18 taxons de plantes vasculaires dans les parcelles abritant la chrysomèle radicicole, mais seulement 6 dans les parcelles exemptes du coléoptère. Les craintes suscitées par les effets éventuels de la chrysomèle *A. nigriscutis* sur l'*E. robusta* (Engelm.) Small ex Britt. et Britt., une euphorbe indigène formant des peuplements épars dans les milieux secs du Nord-Ouest des États-Unis, se sont estompées. Cette euphorbe avait été attaquée au début par l'*A. nigriscutis* dans un site au Wyoming. Depuis les déclins de l'euphorbe ésule et par conséquent de la chrysomèle, l'*E. robusta* est peu attaquée, et le nombre de plants est passé de 36 à 230 (J.L. Baker, comm. pers.).

Figure 4. Coupe longitudinale d'une galle formée par la mouche *Urophora a. affinis* dans le capitule d'une centaurée diffuse; puparium (*à gauche*) et larve (*à droite*).

La centaurée diffuse et la **centaurée maculée** (*Centaurea diffusa* Lam. et *C. maculosa* Lam.) dominaient en 1972 leur communauté végétale sur environ 300 000 ha de prairies sèches dans le centre-sud de la Colombie-Britannique et menaçaient 8,4 à 10,7 millions d'hectares dans l'Ouest du Canada, causant des pertes annuelles directes évaluées à 58 millions $ par an (Harris et Cranston, 1979). Habituellement, un seul agent de lutte par habitat est suffisant, mais dans le cas des centaurées, il a fallu en utiliser plusieurs. Deux mouches téphritidés, les *Urophora a. affinis* (Frauenfeld) (figure 4) et *U. quadrifasciata* (Meig.), ont réduit la production de graines d'environ 80 %. Pour réduire la densité des centaurées, il faut porter ce pourcentage à 93 % (Roze, 1981). On l'a fait en introduisant le bupreste galligène *Sphenoptera jugoslavica* (Oben.) (figure 5) dans des colonies de centaurée diffuse croissant dans des milieux chauds et secs, le charançon radicicole *Cyphocleonus achates* Fåhr. dans des colonies de centaurée maculée établies sur des sols légers et la tordeuse *Agapeta zoegana* L. (figure 6) dans des colonies des deux espèces croissant en milieux mésiques. À Chase (C.-B.), l'introduction de ce complexe d'espèces a fait passer la production de graines de la centaurée maculée de 40 000 graines/m^2 en 1974 à 370 graines/m^2 en 1987. Malgré la légère augmentation (1 660 graines/m^2) enregistrée au cours de l'été plus humide de 1988 (Harris, 1991), la réduction moyenne s'établissait à 97,5 %. Les centaurées sont aujourd'hui moins abondantes, mais les graminées demeurent déprimées à cause du broutage.

Figure 5. Bupreste galligène *Sphenoptera jugoslavica* sur centaurée diffuse.

Figure 6. Papillon *Agapeta zoegana* sur centaurée maculée.

À White Lake (C.-B.), la production de graines de centaurée diffuse a chuté en moyenne de 97,7 % par suite de l'introduction des deux mouches téphritidés et du bupreste *S. jugoslavica* (Harris, 1991). Les graminées cespiteuses sont réapparues, en partie parce le broutage des espèces sauvages a été réduit. Il semble bien que la lutte contre la centaurée comporte d'autres avantages. Lacey *et al.* (1989) ont observé que le ruissellement et la production de sédiments étaient plus élevés dans les parcelles à centaurée maculée que dans des parcelles témoins à graminées cespiteuses.

La salicaire (*Lythrum salicaria* L.) est la seule plante nuisible du Canada dont l'élimination se fait par souci de l'environnement. Cette plante européenne colonise rapidement les milieux humides exposés par la baisse des eaux. Elle peut également envahir les marais non perturbés et y déplacer jusqu'à 60 % des espèces végétales indigènes. Le US Fish and Wildlife Service a financé un programme de lutte biologique contre la salicaire après qu'on ait démontré que ses peuplements denses abritaient peu d'espèces sauvages. Dans les zones très infestées, la salicaire menaçait deux plantes et une tortue, et les populations de guifette noire (*Chlidonias niger* (L.)) y étaient en baisse (Thompson *et al.*, 1987). Au Canada, la plupart des secteurs infestés se trouvent encore au sud du 51^{e} parallèle, mais en Europe, la salicaire atteint le 65^{e}. Autrefois abondante et maintenant désignée espèce préoccupante, la grenouille léopard (*Rana pipiens* Schr.) se reproduit dans des étangs temporaires où la végétation émergente mesure moins d'un mètre de hauteur. Au Manitoba, l'invasion des milieux humides par la salicaire, qui atteint 2 m de hauteur, est considérée comme l'une des causes du déclin de la grenouille dans la province (Service canadien de la faune, 2000).

Plusieurs des insectes dont le potentiel contre la salicaire a été évalué aux États-Unis ont été introduits au Canada et s'y sont établis. Un projet de la University of Guelph visant à propager et à relâcher deux coléoptères défoliateurs, les chrysomèles *Galerucella calmariensis* (L.) et *G. pusilla* (Duft.), s'est révélé très fructueux. En trois ans, la biomasse de la salicaire à plusieurs des points de lâcher a chuté de plus de 95 %, et la végétation y est maintenant dominée par la quenouille, le phalaris roseau (*Phalaris arundinacea* L.) et des carex. Deux espèces indigènes, le décodon verticillé (*Decodon verticillatus* (L.) Ell.) et le *Lythrum alatum* Pursh ont été légèrement attaquées, mais le phénomène semble avoir été causé par un débordement temporaire de chrysomèles affamées (Corrigan *et al.*, 1998). Le *G. calmariensis* s'est propagé au rythme de 10 km/an le long des voies navigables et est maintenant établi partout dans le Sud de l'Ontario (J. Corrigan, comm. pers.).

En dépit de son succès, ce programme de lutte biologique a soulevé une controverse au sein même de l'université qui l'avait lancé, du fait qu'il avait été entrepris en l'absence de données sur l'impact de la salicaire au Canada et d'objectifs clairement énoncés, et sans suivi adéquat (Dale, 1998). Par la suite, Treberg et Husband (1999) ont indiqué qu'en dépit de sa prévalence, la salicaire n'avait aucun impact sur la richesse des communautés végétales. Ce fait vaut probablement pour la plupart des plantes nuisibles envahissantes et explique le retour rapide de l'état d'origine après le traitement à l'aide d'agents de lutte biologique. En outre, on rapporte que les espèces sauvages sont réapparues dans les sites traités, mais aucune donnée n'a encore été publiée.

Tous les projets de lutte biologique doivent comporter un plan d'action rigoureux, une évaluation minutieuse de l'agent de lutte et une surveillance des effets jusqu'à ce qu'un équilibre s'établisse entre la plante ciblée, le ou les agents de lutte et les autres organismes. À moins de disposer des fonds voulus pour mener le programme à terme, il faut s'attendre à ce que des espèces non visées soient attaquées.

Terres cultivées : projets étrangers

La lutte biologique classique est rarement envisagée contre les plantes exotiques associées aux terres cultivées, en partie parce que les pratiques culturales perturbent le cycle vital de la plupart des agents de lutte. Cette stratégie a toutefois été utilisée avec succès en Russie contre l'herbe à poux (*Ambrosia artemisiifolia* L.), qui y a été accidentellement introduite en provenance d'Amérique du Nord. Cette plante s'est propagée au point de dominer les plantes cultivées dans certaines régions de la Russie, empêchant la conversion des friches en steppes indigènes. Obtenue du Canada, la chrysomèle *Zygogramma suturalis* F. s'est établie et a enrayé la propagation de l'herbe à poux sur plus de 1 500 ha de terres cultivées (trèfle et sainfoin, surtout) dans la zone de lâcher. Les rendements y ont doublé ou même triplé (Kovalev et Vechernin, 1986). La lutte biologique s'est donc révélée efficace dans les infestations stables, mais pas dans les zones d'infestation transitionnelle dans les cultures à rotation annuelle (Reznik *et al.*, 1991). Dans celles-ci, la plupart des insectes meurent sans avoir trouvé un nouvel hôte car leur dispersion se limite à quelques centaines de mètres. La lutte biologique peut toutefois être efficace dans les cultures annuelles si l'agent se disperse bien, comme en témoigne le succès remporté en Australie avec une rouille dispersée par le vent, le *Puccinia chondrillinae* Bub. et Syd., contre la chondrille à tige de jonc (*Chondrilla juncea*) (Cullen, 1985). Des essais de lutte biologique classique avec des agents à grand pouvoir de dispersion pourraient être tentés au Canada contre les plantes nuisibles des cultures annuelles.

Lutte biologique inondative

Les impératifs de production forestière et de durabilité ont fait augmenter l'intensité de l'aménagement forestier (Wall *et al.*, 1992). La protection des jeunes conifères contre la végétation concurrente est donc essentielle (Shamoun, 2000). L'élimination mécanique, le débroussaillage à la main et les herbicides donnent de bons résultats, mais ces pratiques coûtent cher et soulèvent des inquiétudes concernant les espèces non visées. La lutte biologique inondative contre la végétation faisant appel à des agents pathogènes indigènes est une solution de rechange qui peut accélérer la croissance des jeunes conifères et réduire leur âge d'exploitabilité (Wall et Hasan, 1996). Cette approche est particulièrement valable dans les zones écologiquement sensibles, comme les zones riveraines et les baissières boisées (Shamoun, 2000).

La plupart des problèmes entravant la régénération sont causés par quelques espèces de plantes indigènes, souvent une seule dans les parterres de coupe. La situation est complètement différente en milieu agricole, où les cultures sont habituellement envahies par une multitude d'espèces dont la plupart peuvent être éliminées par un seul herbicide. Mais dans certains cas la lutte inondative peut être efficace en milieu agricole. Cette stratégie a été appliquée contre la mauve à feuilles rondes (*Malva pusilla* Sm.), une plante exotique qui envahit les terres cultivées. Ni les pratiques culturales, ni les traitements herbicides ne sont parvenus à freiner sa propagation, en particulier dans les terres riches du Manitoba. La mauve réduit le rendement de plantes cultivées assez résistantes à la compétition, comme le blé (jusqu'à 20 % de baisse), et inhibe la croissance du lin et du canola. L'application d'un champignon indigène spécifique, le *Colletotrichum gloeosporioides* f. sp. *malvae* (Penz.) Penz. et Sacc., supprime rapidement cette mauvaise herbe. Ce champignon devrait être bientôt mis en marché, mais son coût élevé pourrait restreindre son utilisation aux cultures légumières de grande valeur (Jensen, 2000b). Le coût est le principal obstacle au développement d'autres produits de ce type. L'inquiétude croissante de la population face aux dangers des herbicides pour la santé et l'environnement pourrait réduire cet obstacle. Selon Sukopp et Trautmann (1981), les herbicides ont entraîné le déclin de 89 des 581 plantes rares en Allemagne.

En milieu forestier, les principales espèces concurrentes sont des vivaces vigoureuses qui colonisent rapidement les milieux perturbés, après un incendie ou une coupe par exemple. Les arbustes et les arbres décidus à croissance rapide envahissent par la suite ces milieux avant de céder la place aux conifères (Marks et Bormann, 1972). Malgré leur courte vie, les espèces pionnières éliminent les semis de conifères naturels ou plantés. Une défoliation partielle provoquée par des agents pathogènes des feuilles pc ...et la croissance des semis de conifères. Par exemple, le calamagrostide du Canada (*Calamagrostis canadensis* (Michx.) Beauv.) forme des peuplements denses presque purs de plus de 2 m de hauteur dans les zones recevant beaucoup de neige. Ces peuplements bloquent le soleil, concurrencent les semis de conifères pour les éléments nutritifs et l'espace et les étouffent, écrasés par la neige (figure 7). L'application d'une moisissure des neiges indigène provoque une mortalité de 15 % et réduit de 64 % le poids sec des parties aériennes de la mauvaise herbe (Mallett *et al.*, 2000). Comme l'abondance de la moisissure revient à la normale après un à cinq ans, une ou deux applications suffit pour assurer la survie des jeunes conifères. Le framboisier sauvage (*Rubus idaeus* ssp. *strigosus* (Michx.) Focke), la ronce remarquable (*R. spectabilis* Pursh) et la ronce à petites fleurs (*R. parviflorus* Nutt.) causent des problèmes similaires. Le champignon *Fusarium avenaceum* (Fr.:Fr.) Sacc. est un agent de lutte prometteur sous forme de préparation sur grains de riz lorsque l'inoculum est combiné avec un adjuvant organosilicié. Une ou deux applications entraînent des dommages substantiels au feuillage des *Rubus* spp. (figure 8) et permettent

Figure 7. Calamagrostide du Canada dans le nord de la Colombie-Britannique. Photo fournie gracieusement par Donna Macey, CFP, SCF, Victoria (C.-B.).

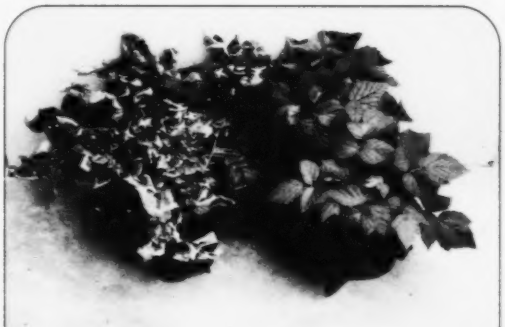


Figure 8. Framboisier sauvage infecté par le *Fusarium avenaceum* (*à gauche*) et framboisier non traité (*à droite*).

aux conifères d'atteindre le stade de croissance libre en l'espace d'un à trois ans (Oleskevich *et al.*, 1998). Des préparations commerciales de ces deux champignons et leur utilisation en lutte biologique sont protégées par des brevets, et leur homologation est prioritaire (Mallett, 1999; Shamoun et Oleskevich, 1999).

Les arbres feuillus qui produisent des rejets vigoureux à la suite d'une coupe concurrencent également les jeunes conifères et causent des problèmes dans les emprises de services publics. L'application du champignon lignivore indigène *Chondrostereum purpureum* (Pers.:Fr.) Pouzar (figure 9) sur les souches empêche la formation de rejets (Wall, 1994; Shamoun et Hintz, 1998a, b). Le champignon se trouve à l'état de saprophyte dans les souches et les grumes de nombreux feuillus.

En Colombie-Britannique, Shamoun et Hintz (1998a) ont évalué l'efficacité de deux isolats du *C. purpureum* contre l'aulne rouge (*Alnus rubra* Bong.) dans les emprises de la BC Hydro. En 1994, ils ont comparé l'efficacité de deux préparations d'isolats du *C. purpureum* (PFC 2139 et PFC 2140) à celle d'une préparation témoin, de deux herbicides chimiques et d'une coupe à la main. Bien que les souches d'aulne aient produit des rejets durant les 6 traitements après 18 mois (printemps 1995), la mortalité des rejets de nombreuses souches vers le milieu de l'été atteignait 65 à 100 %. Les souches traitées avec les isolats du *C. purpureum* et les herbicides chimiques ont produit un nombre de rejets vivants significativement plus faible que celles traitées par coupe manuelle des rejets et par la préparation témoin (< 1 rejet vivant en moyenne). Les deux isolats ont donné des résultats similaires. Deux ans après les traitements (1996), toutes les souches traitées avec l'isolat PFC 2139 et avec l'un des herbicides chimiques étaient mortes. Le Centre de foresterie du Pacifique du Service canadien des forêts et son partenaire commercial, MycoLogic Inc. de la University of Victoria, travaillent de concert à l'homologation et la commercialisation du champignon *C. purpureum* (Shamoun et Hintz, 1998b). Un autre promoteur de la carie du bois est utilisé contre le cerisier tardif (*Prunus serotina* Ehrh.) aux Pays-Bas (Ravensberg, 1998).

Au Québec, un essai de deux isolats du *C. purpureum* (CQP1 et 1B) a été réalisé en 1992 et en 1993 contre le cerisier de Pennsylvanie (*Prunus pensylvanica* L.), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.), le bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marsh.) et l'érable

Figure 9. Basidiocarpes du *Chondrostereum purpureum* sur une souche d'aulne rouge.

Figure 10. Lésion foliaire causée au salal par le *Valdensinia heterodoxa*.

Figure 11. Faux-gui de la pruche de l'Ouest (*Arceuthobium tsugense*) sur une branche de pruche de l'Ouest (*Tsuga heterophylla* (Raf.) Sarg.).

Figure 12. Colonisation par le *Colletotrichum gloeosporioides* des fruits et des tiges aériennes du faux-gui de la pruche de l'Ouest.

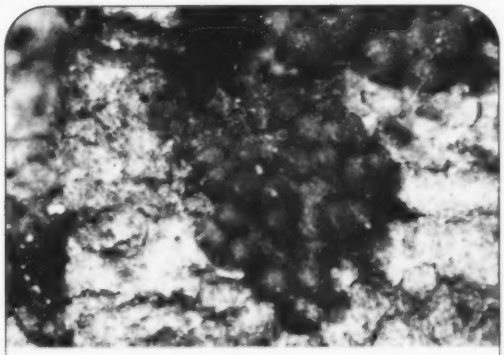


Figure 13. *Nectria neomacrospora* attaquant une fructification du faux-gui sur une pruche de l'Ouest.

à sucre (*Acer saccharum* Marsh.) dans deux couloirs d'Hydro-Québec (700 ou 350 kV). Les arbres ont été coupés à la scie mécanique et les souches ont été traitées à l'aide d'un des isolats en juin ou en août. Les deux isolats ont grandement réduit la production de rejets après la première année et encore davantages les années suivantes. Trois ans après le traitement, la mortalité des souches oscillait entre 76 et 100 %, en dépit de la variation entre les hôtes ciblés et les isolats (Gosselin, 1996).

Les plantes tolérant la mi-ombre qui prolifèrent dans les parterres de coupe à sol pauvre finissent souvent par former une barrière persistante qui entrave la régénération des jeunes conifères. Leur feuillage, souvent dense et cireux, les protège contre les herbicides et la plupart des agents pathogènes (Oleskevich *et al.*, 1996). C'est le cas du salal (*Gaultheria shallon* Pursh), un arbuste qui est normalement éliminé par manipulation de l'habitat, mais qui pourrait l'être par lutte inondative à l'aide d'un champignon unique, le *Valdensinia heterodoxa* Peyronel (figure 10) (Shamoun *et al.*, 2000).

Les faux-guis (*Arceuthobium* spp.) entravent également la croissance des jeunes conifères (figure 11). Ces plantes parasites vivaces infectent les conifères et causent des pertes économiques importantes (Shamoun et DeWald, 2001). Le champignon spécifique *Colletotrichum gloeosporioides* (Penz.) Penz. et Sacc. (figure 12) détruit rapidement les pousses et les fructifications du faux-gui (Ramsfield *et al.*, 1999; Shamoun, 1999). En outre, le *Nectria neomacrospora* Booth et Samuels (figure 13) réduit substantiellement la production de tiges et de graines du faux-gui. On protégerait les nouveaux peuplements contre le faux-gui en pulvérisant un mélange de champignons pathogènes sur les bordures touchées et les arbres infestés à l'intérieur des peuplements (Shamoun, 1998).

Les nombreux champignons actuellement à l'essai annoncent l'avènement d'une foresterie et d'une agriculture plus respectueuses de l'environnement. Les progrès sont lents à venir, en partie parce que les agents pathogènes suscitent des craintes probablement liées aux importantes pertes forestières causées par des agents exotiques (brûlure du châtaignier, maladie hollandaise de l'orme, rouille vésiculeuse du pin blanc, etc.) (Manion, 1981). Les agents indigènes utilisés dans les programmes de lutte biologique soigneusement planifiés ne se sont pas propagés aussi vite que les agents exotiques (Cook *et al.*, 1996). Toutefois, du fait qu'elle est fondée sur des risques hypothétiques, l'homologation de ces agents pathogènes est assortie d'exigences très contraignantes et très coûteuses à satisfaire. Mais les agents indigènes peuvent être évalués sur le terrain avant l'homologation et ces essais, liées aux percées récentes dans les technologies moléculaires et génétiques (p. ex. réaction en chaîne à la polymérase ou PCR-ADN), devraient faciliter l'homologation, car ils permettent de surveiller le devenir et les effets des agents dans l'environnement et de caractériser l'épidémiologie de la maladie dans le cadre de lâchers expérimentaux. Les essais sur le terrain et les analyses fondées sur des modèles épidémiologiques et des marqueurs moléculaires révèlent que les agents pathogènes indigènes présentent des risques extrêmement faibles en lutte biologique (de Jong *et al.*, 1996; Shamoun et Wall, 1996; Hintz *et al.*, 2001). La confiance du public envers les nouvelles technologies devrait venir lentement avec la familiarisation. D'un point de vue pratique, social, économique et écologique, la lutte biologique inondative devrait être perçue comme une composante essentielle de l'aménagement intégré des forêts. C'est moins vrai en agriculture, car il faudrait d'abord interdire un plus grand nombre d'herbicides, ou en restreindre davantage l'utilisation, afin de stimuler la recherche d'autres méthodes de lutte. En outre, l'étroitesse de la gamme d'hôtes limite la commercialisation des espèces utilisées en lutte biologique inondative. Si les coûts de production et d'homologation étaient moindres, ce facteur serait moins limitant.

Manipulation de l'habitat

Deux applications d'engrais inorganique dans un peuplement de thuya et de pruche dominé par le salal permettent à ces conifères de croître jusqu'à la fermeture du couvert et d'éliminer le salal. L'abondance du salal, arbuste tolérant la mi-ombre présent dans les peuplements matures de conifères, augmente après une coupe. Dans les sols pauvres, il forme un couvert dense et produit un réseau de racines dense et persistant qui empêche la croissance d'autres plantes en épuisant les réserves d'éléments nutritifs, en interférant avec les mycorhizes essentielles aux conifères et en libérant des toxines inhibant leur croissance. L'ajout d'éléments nutritifs empêche le salal d'exercer sa dominance et restaure l'habitat. Cette simple manipulation coûte 35 millions $ par an à l'industrie forestière (Preston, 2000). La manipulation de l'habitat convient particulièrement aux habitats dont on peut contrôler les caractéristiques. Par exemple, le gazon long et dense atténue les problèmes de pissenlit. Dans ce cas, la solution réside donc en partie dans la réduction de la tonte. Les problèmes de plantes aquatiques dans les réservoirs et les canaux d'irrigation viennent souvent d'un ruissellement d'éléments nutritifs qu'il est possible de réduire par une zone tampon gazonnée qui retient les eaux des terres arables adjacentes.

L'iris du Missouri (*Iris missouriensis* Nutt.) est une espèce menacée qui est disparue en 1964 d'un site du Sud de l'Alberta et qui subsiste dans six autres où ses effectifs sont de plus en plus clairsemés. Le drainage et l'endiguement ont nui à cet iris qui croît dans des prés humides au printemps et secs en été, et qui est sensible à la dérive de l'herbicide 2,4-D. Dans tous les sites, un broutage intensif prolongé a provoqué le remplacement de deux espèces autrefois dominantes, la fétuque scabre (*Festuca scabrella* Torr.) et la deschampsie cespiteuse (*Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv.), par le brome inerme (*Bromus inermis* Leyss.). L'iris n'est pas touché par le bétail et profite du broutage modéré des graminées, mais il supporte mal la compétition du brome inerme et de son dense réseau de racines en surface (Gould, 1999). L'allégement ou la suppression du broutage ne déplace pas le brome dominant. En revanche, le brome ne tolère pas la hausse saisonnière de la nappe phréatique (Hansen *et al.*, 1999), alors que l'iris est favorisé par les crues printanières. La solution réside donc dans la manipulation de la nappe phréatique. Malheureusement, les fonds nécessaires à la résolution de tels problèmes environnementaux sont restreints.

L'habitat du chêne de Garry (*Quercus garryana* Dougl.) dans le Sud de l'île de Vancouver est également menacé, car il est maintenant occupé en majeure partie par la ville de Victoria et un peuplement de douglas vert (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco var. *menziesii*) favorisé par la prévention des incendies. Une bonne part de la portion restante est constituée de parcs gérés à des fins récréatives (Ussery, 1997). Le genêt à balais (*Cytisus scoparius* (L.) Link), espèce exotique qui forme des taillis filtrant jusqu'à 65 % de la lumière, exerce une pression additionnelle sur l'habitat (Peterson et Prasad, 1998). Dix-huit des plantes indigènes indicatrices pour le site ne tolèrent pas l'ombre et se trouvent à la limite nord de leur aire (Klinka *et al.*, 1989). Le site abrite également une plante menacée et une autre en danger de disparition. Les peuplements de genêt à balais dégénèrent en 20 à 25 ans et sont remplacés par un complexe d'arbustes indigènes et introduits et non l'association chêne de Garry (Ussery, 1997). Ni la tonte, ni le brûlage ni l'arrachage n'éliminent le genêt à balais, bien que la coupe en enlèvent les grosses tiges. La Nouvelle-Zélande dirige un consortium qui étudie les diverses options de lutte biologique classique contre cette plante, et le Service canadien des forêts a trouvé plusieurs agents pathogènes éventuels. Mais la lutte biologique contre le genêt à balais n'intéresse ni le secteur agricole ni le secteur forestier, l'habitat du chêne de Garry ne présentant aucun intérêt commercial. En outre, la protection du chêne de Garry et, dans une moindre mesure, de l'iris du Missouri exige plus que la simple répression d'une plante envahissante. Pour que ces deux plantes rares survivent, le gouvernement doit adopter une loi et superviser l'aménagement de leur habitat.

Sommaire et conclusion

Partout au Canada, les plantes envahissantes tant exotiques qu'indigènes modifient les milieux naturels, les cultures et les plantations d'arbres. Les chercheurs s'emploient depuis 50 ans à mettre au point la lutte biologique contre ces plantes à l'aide d'ennemis naturels, et plusieurs percées sont décrites dans le présent article. La lutte biologique classique concerne habituellement les plantes exotiques qui envahissent les parcours et les terres non cultivées où les herbicides ne sont pas économiques (du moins sans subventions). La lutte biologique classique avantage habituellement les espèces indigènes, mais ce fait n'est pas bien documenté. La lutte biologique inondative peut remplacer les herbicides dans certains cas ou, à tout le moins, réduire les quantités d'herbicides à employer. La manipulation de l'habitat fait souvent partie des plans des lutte contre les plantes nuisibles. Toutefois, la protection des espèces en péril peut nécessiter l'adoption de lois spéciales ou l'achat et l'aménagement de terres par le gouvernement.

Les fonds et les lois du gouvernement fédéral déterminent le rythme et l'orientation des mesures de lutte biologique, classique ou inondative. Les fonds publics affectés à la lutte contre les plantes nuisibles agricoles et forestières concernent des projets sanctionnés par des groupes d'utilisateurs ou par l'industrie, donc des

plantes qui ont un effet économique. Quand l'impact est strictement environnemental et que la lutte relève du bien public, il est rare qu'on emploie la lutte biologique. En fait, le gouvernement doit financer entièrement les programmes de lutte contre ces plantes.

Le gouvernement fédéral contrôle également les lois qui régissent les lâchers d'agents de lutte biologique classique (*Loi sur la protection des végétaux*) et l'homologation des agents de lutte inondative (*Loi sur les produits antiparasitaires*). Les essais exigés par ces lois sont longs, coûteux et frustrants, et ne correspondent plus aux besoins actuels et aux progrès de la science. De nombreux antécédents démontrent que dans le cas de la lutte biologique classique, le risque se limite aux plantes indigènes étroitement apparentées aux plantes ciblées. Sept fois sur dix, les essais obligatoires de développement larvaire sans choix ne permettent pas de distinguer les hôtes parmi les espèces du même genre. Comme ce sont les femelles prêtes à pondre qui choisissent l'hôte, il faut faire des essais sur le terrain dans la région d'origine et avec des adultes. Dans le cas de la lutte biologique inondative, le dossier est moins étoffé, et les exigences sont fonction de craintes non corroborées du public. Le développement du processus d'homologation exigeait cette étape, mais les exigences doivent être modifiées quand l'expérience indique qu'elles sont non pertinentes ou inappropriées. Les considérations théoriques et les résultats examinés dans le présent article indiquent qu'il est peu risqué d'utiliser des agents pathogènes indigènes contre des plantes nuisibles dans leur région d'origine.

Le public souhaite de plus en plus être informé des raisons qui justifient l'application d'une stratégie particulière à un problème environnemental donné. Dans le cas de la lutte biologique contre les plantes nuisibles, cette information pourrait être communiquée à l'aide d'une page Web exposant le problème et décrivant les diverses solutions, ce qui informerait le public et exposerait aux chercheurs les sources de préoccupations. Les promoteurs de projets de lutte biologique classique sont déjà tenus de soumettre un rapport avant d'entreprendre leurs travaux, et le Web constitue un excellent outil pour diffuser cette information. Semblables explications concernant la lutte inondative contre des plantes forestières nuisibles sont déjà présentées dans un site du Centre de foresterie du Pacifique à l'adresse suivante : http://www.pfc.cfs.nrcan.gc.ca/pest/veg/index.htm.

Un examen approfondi des problèmes et des options doit obligatoirement précéder la mise en œuvre d'un programme de lutte biologique classique ou inondative. Une des lacunes fréquentes des projets de lutte biologique classique est la fin des essais avant celles des études d'impact, lesquelles sont exigées pour l'homologation des agents de lutte biologique inondative. En lutte biologique classique, la nécessité des études d'impact n'est évidente que lorsque les résultats sont bien visibles. Le gouvernement doit donc exiger que le financement de ces études soit garanti avant le début des essais.

Références

Bell, A. 1983. Native plants facing extinction. Ecosystems 37:21–26.

Cook, R.J.; Bruckart, W.; Coulson, J.; Goettel, M.; Humber, R.; Lumsden, R.; Maddox, R.; McManus, J.; Moose, M.; Meyer, L.; Quimby, P.; Stack, J.; Vaughn, J.L. 1996. Safety of microorganisms intended for pest and plant disease control: a framework for scientific evaluation. Biol. Control 7:333–351.

Corrigan, J.E.; Mackenzie, D.L.; Simser, L. 1998. Field observations of non-target feeding by *Gallerucella calmariensis* (Coleoptera:Chrysomelidae), an introduced biological control agent of purple loosestrife, *Lythrum salicaria* (Lythraceae). Proc. Entomol. Soc. Ont. 129:99–106.

Cullen, J.M. 1985. Bringing the cost benefit analysis of biological control of *Chondrilla juncea* up to date. Pages 145–152 *in* E.S. Delfosse, ed. Proceedings of the VI International Symposium on Biological Control of Weeds, 19–25 August 1984, University of British Columbia, Vancouver, BC. Agriculture Canada, Ottawa, ON.

Dale, C. 1998. Scientists ponder project purple. Alternatives J. 24:3.

de Jong, M.D.; Sela, S.T.; Shamoun, S.F.; Wall, R.E. 1996. Natural occurrence of *Chondrostereum purpureum* in relation to its use as a biological control agent in Canadian forests. Biol. Control 6:347–352.

Gosselin, L. 1996. Biological control of stump sprouting of broad-leaf species in rights-of-way with *Chondrostereum purpureum*. I. Virulence of tested strains and susceptibility of target hosts. Ph.D. Thesis, Laval University, Sainte-Foy, QC.

Gould, J. 1999. Status of the western blue flag (*Iris missouriensis*) in Alberta. Alberta Environment/Conservation Association, Edmonton, AB. Alberta Wildlife Status Rep. 21. 22 p.

Hansen, P.; Thompson, W.; Godfrey, S. 1999. Classification and management of riparian and wetland sites of Alberta's grassland and natural region, and parts of adjacent subregions. Montana Forest and Conservation Experiment Station. University of Montana, Missoula, MT. 342 p.

Harris, P. 1991. Classical biocontrol of weeds: its definition, selection of effective agents, and administrative-political problems. Can. Entomol. 123:827–849.

Harris, P. 2000a. Classical biological control of weeds. Agriculture and Agri-Food Canada Web document. http://res2.

agr.ca/lethbridge/weedbio/hosts/blfysprg.htm. Visité le 13 juillet 2000.

Harris, P. 2000b. Leafy and cypress spurge, *Euphorbia esula* L. and *E. cyparissias* L. Agriculture and Agri-Food Canada Web document. http://res2.agr.ca/lethbridge/weedbio/hosts/blfysprg.html. Visité le 14 août 2000.

Harris, P.; Cranston, R. 1979. An economic evaluation of control methods for diffuse and spotted knapweed in western Canada. Can. J. Plant Sci. 59:375 – 382.

Harris, P.; Peschken, D.; Milroy, J. 1969. The status of biological control of the weed *Hypericum perforatum* in British Columbia. Can. Entomol. 101:1 – 15.

Harris, P.; Wilmhurst, J. 2000. Rationale of weed biological control. Agriculture and Agri-Food Canada Web document. http://res2.agr.ca/lethbridge/weedbio/rational.htm. Visité le 20 juillet 2000.

Hintz, W.E.; Becker, E.M.; Shamoun, S.F. 2001. Development of genetic markers for risk assessment of biological control agents. Can. J. Plant Pathol. 23:13–18.

Huffaker, C.B.; Kennet, C.E. 1959. A ten year study of vegetational changes associated with biological control of Klamath weed. J. Range Manag. 12:69 – 82.

Jensen, K. 2000a. *Colletotrichum gloeosporioides* (Penz.) Penz. & Sacc. f. sp. *hypericum*. Fungal disease. Agriculture and Agri-Food Canada Web document. http://res2.agr.ca/lethbridge/weedbio/agents/acolglo.htm. Visité le 13 juillet 2000.

Jensen, K. 2000b. *Colletotrichum gloeosporioides* (Penz.) Penz. & Sacc. f. sp. *malvae*. Fungal disease of mallow. Agriculture and Agri-Food Canada Web document. http://res2.agr.ca/lethbridge/weedbio/agents/acolglom.htm. Visité le 21 juillet 2000.

Klinka, K.; Rajina, V.J; Ceska, A.; Seagel, A.A. 1989. Indicator plants of coastal British Columbia. University of British Columbia Press, Vancouver, BC. 288 p.

Kovalev, O.V.; Vechernin. V.V. 1986. Description of a new wave process in populations with reference to the introduction and spread of the leaf beetle *Zygogramma suturalis* F. (Coleoptera:Chrysomelidae). Entomol. Rev. 65:93 – 112.

Lacey, J.R.; Marlow; C.B.; Lane, J.R. 1989. Influence of spotted knapweed (*Centaurea maculosa*) on surface runoff and sediment yield. Weed Technol. 3:627 – 631.

Leistritz, F.L.; Thompson, F.; Leitch, J.A. 1992. Economic impact of leafy spurge (*Euphorbia esula*) in North Dakota. Weed Sci. 40:275 – 280.

Mallett, K.I. 1999. Process for biological control of *Calamagrostis canadensis* using a low basidiomycete. US Patent No.5,993,802. Cessionnaire : Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, représentée par le Ministre des Ressources naturelles, Ottawa, Canada.

Mallett, K.I.; Schreiner, K.A.; Gaudet, D.A. 2000. Effect of cottony snow mold on mortality and biomass of *Calamagrostis canadensis* under controlled environmental conditions. Biol. Contrl. 18:193 – 198.

Manion, P.D. 1981. Tree disease concepts. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ. 389 p.

Marks, P.L.; Bormann, F.H. 1972. Re-vegetation following forest cutting: mechanisms for return to steady-state nutrient cycling. Science 176:914 – 915.

Mico, M.A. 1993. Biological control of leafy spurge (*Euphorbia esula* L.) with the black dot beetle (*Aphthona nigriscutis* Foudras) in central Manitoba. B.Sc. Thesis, University of Manitoba, Winnipeg, MB. 71 p.

Oleskevich, C.; Shamoun, S.F.; Punja, Z.K. 1996. The biology of Canadian weeds. No. 105. *Rubus strigosus* Michx., *R. parviflorus* Nutt., *R. spectabilis* Pursh. Can. J. Plant Sci. 76:187 – 201.

Oleskevich, C.; Shamoun, S.F.; Vesonder, R.F.; Punja, Z.K. 1998. Evaluation of *Fusarium avenaceum* and other fungi for potential as biological control agents of invasive *Rubus* species in British Columbia. Can. J. Plant Pathol. 20:12 – 18.

Peschken, D.P. 1972. *Chrysolina quadrigemina* (Coleoptera: Chrysomelidae) introduced from California to British Columbia against the weed *Hypericum perforatum*: comparison of behaviour, physiology, and colour in association with post-colonization adaptation. Can. Entomol. 104:1689 – 1698.

Peterson, D.J.; Prasad, R. 1998. The biology of Canadian weeds. 109. *Cytisus scoparius* (L.) Link. Can J. Plant Sci. 78:497 – 504.

Preston, C. 2000. Désherbage fructueux. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts. Document Web. http://www.nrcan-rncan.gc.ca/cfs-scf/science/prodserv/story11_f.htrnl.

Ramsfield, T.D.; Shamoun, S.F.; Punja, Z.K.; Hintz, W.E. 1999. Variation in the mitochondrial DNA of the potential biological control agent *Chondrostereum purpureum*. Can. J. Bot. 77:1490 – 1498.

Ravensberg, W.J. 1998. BioChon® effective biological and environmentally friendly product. Koppert Biological Systems, The Netherlands. Pest Leaflet. 2 p.

Reznik, S.Ya.; Belokobyl'skiy, S.A.; Lobanov, A.L. 1991. Effect of agroecosystem stability on ambrosia leaf beetle *Zygogramma suturalis* (Coleoptera:Chrysomelidae) population density. Entomol. Rev. 69:109 – 114.

Roze, L.D. 1981. The biological control of *Centaurea diffusa* Lam. and *C. maculosa* Lam. by *Urophora affinis* Frauenfeld and *U. quadrifasciata* Meigen (Diptera:Tephritidae). Ph.D. Thesis, University of British Columbia. 208 p.

Service canadien de la faune. 2000. Grenouille léopard. Population des Prairies http://www.speciesatrisk.gc.ca/Species/Francais/SearchDetail.cfm?SpeciesID=552. Visité le 22 juillet 2000.

Shamoun, S.F. 1998. Development of a biological control strategy for management of dwarf mistletoes. Pages 36–42 *in* R. Sturrock, comp. Proceedings of the 45th Western International Forest Disease Work Conference, 15–19 September 1997, Prince George, BC.

Shamoun, S.F. 2000. Application of biological control to vegetation management in forestry. Pages 87–96 *in* N. Spencer, ed. Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds, 4–14 July 1999, Bozeman, MT. Montana State University, Bozeman, MT.

Shamoun, S.F.; Countess, R.; Vogelgsang, S., Oleskevich, C. 2000. The mycobiota of salal (*Gaultheria shallon*) collected on Vancouver Island and the exploitation of fungal pathogens for biological control [abstract]. Can. J. Plant Pathol. 22:192.

Shamoun, S.F.; DeWald, L. 2001. Management of dwarf mistletoes by biological, chemical and genetic methods. *In* B. Geils et al., eds. Mistletoes of North American conifers. North American Forestry Commission, Washington, DC. Sous presse.

Shamoun, S.F.; Hintz, W.E. 1998a Development of *Chondrostereum purpureum* as a biological control agent for red alder in utility rights-of-way. Pages 308–310 *in* R.G. Wagner and D.G. Thompson, comps. Third International Conference on Forest Vegetation Management. Popular summaries. Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario Forestry Research Institute, Sault Ste. Marie, ON. For. Res. Info. Pap. 141.

Shamoun, S.F.; Hintz, W.E. 1998b. Development and registration of *Chondrostereum purpureum* as a mycoherbicide for hardwood weeds in conifer reforestation sites and utility rights-of-way. Page 14 *in* IV Int. Bioherbicide workshop programme and abstracts, 6–7 August 1998, University of Strathclyde, Glasgow, UK.

Shamoun, S.F.; Oleskevich, C. 1999. *Fusarium avenaceum* and its use as a biological control agent for *Rubus* species. US Patent No. 5,985,648. Cessionnaire : Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, représentée par le Ministre des Ressources naturelles, Ottawa, Canada.

Shamoun, S.F.; Wall, R.E. 1996. Characterization of Canadian isolates of *Chondrostereum purpureum* by protein content, API ZYM and isozyme analyses. Eur. J. For. Pathol. 26:333–342.

Sukopp, H.; Trautmann, W. 1981. Causes of the decline of threatened plants in the Federal Republic of Germany. Pages 114–116 *in* H. Synge, ed. The biological aspects of rare plant conservation. J. Wiley and Sons Ltd., Chichester, UK. 558 p.

Thompson, D.Q.; Stuckey, R.L.; Thompson, E.B. 1987. Spread, impact and control of purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) in North American wetlands. US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service Research Vol. 2. 55 p.

Treberg, M.A.; Husband, B.C. 1999. Relationship between the abundance of *Lythrum salicaria* (purple loosestrife) and plant species richness along the Bar River, Canada. Wetlands 19:118–125.

Ussery, J. 1997. Managing invasive plant species in the Garry oak meadow vegetation communities. A case study of Scotch broom. M.Sc. Thesis, Simon Fraser University, Burnaby, BC. 109 p.

Vinogradova, E.B. 1989. Characteristics of reproduction and adult diapause in *Zygogramma suturalis* (Coleoptera: Chrysomelidae) in Stavropol' Territory. Entomol. Rev. 68:1–11.

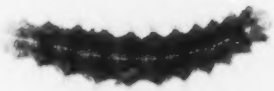
Wall, R.E. 1994. Biological control of red alder using stem treatments with the fungus *Chondrostereum purpureum*. Can. J. For. Res. 24:1527–1530.

Wall, R.E.; Hasan, S. 1996. Management of plant pathogens for vegetation management control in forestry. Pages 1–19 *in* S.P. Raychaudhuri and K. Maramorosch, eds. Forest trees and palms–diseases and control. Oxford and IBH Publishing Co., PVT, Ltd. New Delhi, India

Wall, R.E.; Prasad, R.; Shamoun, S.F. 1992. The development and potential role of mycoherbicides for forestry. For. Chron. 68:736–741.

Watson, A.K.; Wall, R.E. 1995. Mycoherbicides: their role in vegetation management in Canadian forests. Pages 74–82 *in* P.J. Charest and L.C. Duchesne, comps. Recent progress in forest biotechnology in Canada. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Petawawa National Forestry Institute, Chalk River, ON. Inf. Rep. PI–X–120. 144 p.

Postface : prévoir les invasions biologiques pour mieux les prévenir



Patrick Nantel

Ma rencontre la plus mémorable avec une espèce exotique envahissante est survenue en juin 1991. Avec mes aides de terrain, je dressais l'inventaire d'un peuplement de chêne blanc (*Quercus alba* L.) de la vallée de l'Outaouais, pour une étude sur les plantes rares de la région. Les chenilles de la spongieuse (*Lymantria dispar* (L.)) pullulaient au détriment d'un écosystème forestier très rare au Québec. Leur population était si dense qu'on entendait une pluie constante de leurs fèces tombant sur la litière. La défoliation a été si importante que les chênes ont produit de nouvelles feuilles en juillet. Sur les carottes extraites de ces arbres, le cerne annuel de croissance pour 1991 ne dépassait pas le dixième de millimètre[1].

J'ai appris plus tard que la lignée européenne de la spongieuse avait été introduite accidentellement dans l'Est de l'Amérique du Nord il y a plus d'un siècle. Je suis resté intrigué par une telle variation d'abondance et, comme probablement plusieurs écologistes avant moi, je me suis demandé comment certaines espèces pouvaient connaître un tel succès, alors que d'autres demeuraient si rares.

Malgré que la biologie des invasions soit une sous-discipline relativement récente, elle s'intéresse au même grand problème que sa discipline d'origine, l'écologie, depuis près de 100 ans : expliquer les variations à travers le temps et l'espace dans l'abondance des organismes vivants. Un de mes mentors préférés, le regretté Robert H. Peters, m'a enseigné avec force conviction que la prédiction constitue un meilleur but scientifique que l'explication. Son argument était simple : les prédictions peuvent être testées, pas les explications. Les prédictions quantitatives sont encore plus souhaitables, car elles sont plus faciles à communiquer et à comparer aux observations.

Dans le court essai qui suit, je tente de montrer que pour résoudre un problème environnemental comme celui que présentent les invasions d'espèces exotiques dans les espaces naturels, les modèles de prédiction sont les outils à privilégier pour une approche préventive. À cette fin, je passe en revue un petit échantillon des progrès récents dans la prédiction de ces invasions.

1. Au cours d'une bonne année de croissance, les cernes annuels des chênes mesurent de 0,5 à 2,0 mm.

Évaluer la « règle des dixièmes »

Une des méthodes de prédiction quantitative que présente cet ouvrage est la « règle des dixièmes » (voir Simberloff, p. 29 et 269). La règle stipule qu'environ un dixième de toutes les espèces exotiques relâchées (introduites) dans la nature y établiront des populations viables et qu'environ un dixième de ces espèces naturalisées deviendront envahissantes (Williamson et Brown, 1986). Cet énoncé a été reconnu comme une règle d'approximation valable (Williamson, 1996). Dans son essai d'une grande lucidité intitulé *Arithmetic of Life and Death*, Shaffner explique : « En général, les règles d'approximation sont des guides que les gens inventent pour expliquer des phénomènes qu'ils ne peuvent démontrer. Si ces règles semblent fonctionner, alors leur usage se répand, peut-être trop » (Shaffner, 1999). Ce passage m'a incité à examiner de plus près cette règle des dixièmes.

Regardons d'abord du côté des plantes exotiques. Haber écrit dans le présent ouvrage (p. 43) que la flore du Canada comprend près de 5 800 espèces de plantes vasculaires et que de 20 à 27 % d'entre elles, soit 1 160 à 1 566, sont exotiques. En utilisant la règle des dixièmes, nous pouvons calculer que 1) 11 600 à 15 660 plantes vasculaires exotiques ont été introduites dans des milieux naturels du Canada et que 2) 116 à 157 d'entre elles s'avèrent nuisibles ou le deviendront. La première estimation semble improbable. À titre de comparaison, une encyclopédie de jardinage très complète que je possède décrit 6 000 espèces de plantes comestibles ou ornementales pouvant croître sous les climats du Canada. Beaucoup de ces espèces ont été introduites intentionnellement dans les jardins à travers le pays et, pourtant, elles ne représentent que la moitié du nombre qui aurait dû être apporté du reste du monde selon la règle des dixièmes. En ce qui concerne la seconde estimation, examinons le tableau 4 dans Hendrickson (p. 59 dans le présent ouvrage) : l'auteur y mentionne 27 espèces de plantes envahissantes pour les forêts du Canada, un type d'écosystème couvrant plus de la moitié du pays, soit 17 à 23 % seulement du nombre prédit par la règle des dixièmes.

Regardons maintenant du côté des insectes exotiques. Hendrickson (p. 59 dans le présent ouvrage) écrit que 180 espèces d'insectes se nourrissant sur des plantes ligneuses se sont établies au Canada. Ici encore la règle des dixièmes amène deux estimations : 1) environ 1800 insectes exotiques (se nourrissant sur des plantes

ligneuses) ont été introduits dans la nature et 2) quelque 18 de ces insectes exotiques sont nuisibles ou le deviendront. La seconde estimation paraît raisonnable, mais la première semble excessive.

Cet examen de la règle des dixièmes ne doit pas être pris trop au sérieux. Cependant, les données disponibles sur les plantes et les insectes invalident les estimations produites par la règle : une proportion bien supérieure à 10 % des espèces exotiques introduites se seraient établies, sans quoi nous sommes contraints d'accepter un nombre exagéré d'introductions. De plus, une part bien inférieure à 10 % des espèces naturalisées se sont avérées nuisibles, du moins parmi les plantes. Les données sur les plantes aquatiques exotiques du bassin des Grands Lacs montrent que parmi les 160 espèces qu'on sait avoir été introduites dans le bassin, 9 % ont eu des effets écologiques et économiques importants (Mills et al., 1993, cités par MacDonald dans le présent ouvrage, p. 161). Si la règle des dixièmes s'appliquait, seulement 1 % (10 % de 10 %) de ces espèces introduites seraient devenues envahissantes.

Avant d'aller plus loin, il faudrait se demander à quoi peut bien servir de prédire le nombre probable d'espèces nuisibles parmi un nombre connu d'espèces candidates. La règle a un défaut intrinsèque : elle ne définit pas ce qu'est une espèce nuisible en termes quantitatifs; elle n'identifie ni la variable ni la valeur critique de cette variable qui permettrait de considérer une espèce comme nuisible. De plus, le nombre seul ne fournit pas une estimation des dommages potentiels, car une seule espèce peut causer en un lieu donné autant de dommages que plusieurs dans un autre lieu (c'est-à-dire que l'impact total n'est pas nécessairement proportionnel au nombre d'espèces nuisibles). Chaque espèce n'a pas la même probabilité de devenir envahissante. Il serait donc beaucoup plus utile d'estimer cette probabilité pour chaque espèce d'une liste donnée, à partir de caractères biologiques, et de prédire ensuite quelle partie du territoire cette espèce est susceptible d'envahir.

Prédire les invasions

Certains ont fait remarquer que la science des invasions biologiques demeure en grande partie anecdotique, en cela que les invasions d'écosystèmes naturels par des espèces exotiques ont été décrites ponctuellement (cas par cas). Néanmoins, le nombre d'articles publiés sur la prédiction de l'identité, de l'impact potentiel ou de la répartition des espèces exotiques a augmenté beaucoup depuis 1986 (Kolar et Lodge, 2001).

Caractères biologiques des plantes exotiques envahissantes

Un essai prometteur de prédiction des envahisseurs potentiels a été réalisé par une analyse de la flore du Nouveau-Brunswick. Goodwin et ses collaborateurs (1999) ont sélectionné 165 paires d'espèces dont l'une, d'origine européenne, a envahi le Nouveau-Brunswick, et l'autre, de même genre et de même origine, ne s'est pas établie en Amérique du Nord. Il s'agit dans les deux cas de plantes qui préfèrent les milieux perturbés. En faisant l'étude de 110 paires, les auteurs ont trouvé que la longueur de la tige et la durée de la floraison étaient significativement différentes entre les deux groupes. Ils ont incorporé ces variables dans un modèle de prédiction qu'ils ont testé sur les 55 paires restantes. Le résultat a été plutôt décevant : le modèle ne départage pas mieux qu'un échantillonnage aléatoire les espèces qui sont envahissantes de celles qui ne le sont pas.

Les auteurs ont obtenu des résultats plus intéressants en examinant l'aire de répartition naturelle des espèces, notamment le nombre de « régions » qu'elles occupent en Europe. En moyenne, les espèces envahissantes occupent en Europe 14 régions de plus que le membre non envahissant de la paire. En intégrant ce facteur dans leur modèle, ils ont correctement calculé le caractère envahissant de 70 % des espèces dans les 55 paires. Ils en concluent que les espèces « les plus susceptibles d'être emportées vers une nouvelle localité (continent) à cause de leur répartition étendue sont aussi les plus susceptibles de s'établir avec succès dans un nouvel environnement, à cause de leur grande tolérance environnementale ».

Ces résultats peuvent orienter les approches préventives au problème des espèces exotiques envahissantes. Un modèle statistique a par exemple été utilisé pour prédire quelles plantes d'Afrique du Sud pourraient devenir nuisibles en Australie (Scott et Panetta, 1993). Les chercheurs canadiens pourraient faire une analyse similaire des plantes d'Europe. En utilisant le modèle du Nouveau-Brunswick, il serait possible de déterminer le nombre critique de régions qu'une espèce occupe en Europe et au-delà duquel elle est susceptible d'envahir l'Est du Canada. Il suffit ensuite, pour dresser la liste des plantes potentiellement envahissantes, de consulter la Flore d'Europe (Tutin *et al.*, 1964) et d'en extraire les espèces dont le nombre de régions excède ce seuil. On pourrait alors distribuer à des organismes bénévoles (et publier sur le Web) la description et la photo des plantes de la liste qui n'ont pas encore été détectées dans l'Est du Canada (ou dont la présence se limite à quelques populations), en les accompagnant de directives sur la marche à suivre en cas d'identification certaine. On pourrait également alerter les clubs et les commerces horticoles de la menace potentielle que posent ces plantes, de façon à les engager à chercher des moyens d'en décourager l'importation et la distribution en Amérique du Nord.

Bien que l'étude de la flore du Nouveau-Brunswick n'ait pas réussi à déterminer des caractères biologiques

permettant d'expliquer le caractère envahissant des plantes testées, une revue des études réalisées dans d'autres régions conclut que « les plantes envahissantes ont tendance à se répartir inégalement dans les différentes lignées évolutives, à faire partie d'une espèce, d'un genre ou d'une famille impliqués dans les invasions biologiques, à se propager végétativement, et à montrer une faible variabilité dans leur production de graines » (Kolar et Lodge, 2001).

Une étude vient cependant d'établir que les plantes envahissantes pourraient cacher dans leur fonctionnement interne un caractère déterminant pour leur potentiel d'envahissement (Nagel et Griffin, 2001). Les auteurs de l'étude ont comparé la quantité d'énergie que différentes espèces des milieux humides dépensent pour produire leurs feuilles (ce que les physiologistes des plantes appellent le « coût de construction des feuilles »). Parmi les espèces comparées figure entre autres la fameuse salicaire (*Lythrum salicaria* L.). Ils ont calculé que pour construire chaque millimètre carré de feuille, les espèces abondantes d'un marais perturbé dépensent beaucoup moins d'énergie que les autres. Ils concluent : « La production d'une plus grande surface totale de feuilles, à un coût énergétique inférieur, comme le font les espèces envahissantes *L. salicaria* et *Parthenocissus quinquefolia*[2] examinées dans cette étude, peut donner à certaines espèces un avantage compétitif sur les autres. De façon plus indirecte, un faible besoin énergétique pour la construction des feuilles permettrait à ces espèces d'investir plus d'énergie dans d'autres stratégies, comme la reproduction ou la croissance racinaire. » Cette conclusion ressemble étrangement à une prescription économique : diminuez vos coûts de production et vous couvrirez la planète!

Ce résultat est important du point de vue biologique : « Comme toute stratégie de croissance implique une dépense énergétique, l'énergie peut servir d'unité de comparaison entre organismes » (Nagel et Griffin, 2001). Si prometteuse que soit cette découverte, le coût de production des feuilles n'est pas une donnée universellement connue, et le mesurer sur des centaines d'espèces potentiellement envahissantes pourrait coûter cher. Il serait tout de même intéressant d'examiner, pour un échantillon d'espèces, la relation éventuelle entre le coût de construction des feuilles et l'étendue de l'aire de répartition d'origine.

L'aire de répartition des espèces exotiques envahissantes

Les progrès et la grande disponibilité des ordinateurs et des technologies de l'information ont permis le développement d'une nouvelle méthode pour prédire les invasions biologiques. Des chercheurs utilisent des outils de la bio-informatique et de la biogéographie quantitative pour cartographier la répartition probable des espèces exotiques envahissantes (Peterson et Vieglais, 2001). La méthode met à contribution des réseaux de grandes bases de données sur l'occurrence des espèces et des algorithmes sophistiqués (appelés Genetic Algorithm for Rule-set Prediction, ou GARP[3]). Elle se fonde sur le concept de « niche », défini comme « l'ensemble des tolérances et limites dans un espace multidimensionnel qui définissent l'endroit où une espèce peut maintenir des populations ». Ces tolérances et limites déterminent les conditions permettant à une espèce d'envahir une région donnée. Avec un GARP, la niche d'une espèce est modélisée par des variables associées à ses limites géographiques, comme la température, les précipitations, l'altitude, la végétation, etc.

La prédiction de l'aire de répartition probable d'une espèce se fait donc en trois étapes : 1) modéliser la niche dans un espace écologique, 2) évaluer les modèles de niche d'après les données de l'aire de répartition d'origine, 3) utiliser ces modèles pour délimiter les aires susceptibles d'être envahies. Il est possible en théorie de créer de tels modèles écologiques de prédiction pour toute espèce non indigène à une région donnée. Par exemple, la répartition probable du longicorne asiatique (*Anoplophora glabripennis* (Mots.)) a été cartographiée sur le continent nord-américain en utilisant un modèle de niche basé sur un jeu de données décrivant la répartition de l'espèce en Asie (Peterson et Vieglais, 2001). La carte montre, entre autres, que l'Est de l'Amérique du Nord constitue un territoire très hospitalier pour l'espèce, mais pas la côte du Pacifique. Évoquant le type de mesure préventive qu'une telle prédiction pourrait susciter, les auteurs de l'analyse concluent : « Si les résultats initiaux sont confirmés par des travaux de modélisation plus détaillés, on pourrait acheminer les cargaisons en provenance d'Asie vers la côte du Pacifique, où l'espèce risque peu de se propager, et éviter (ou détourner) le transport direct vers la côte de l'Atlantique. »

Promouvoir les mesures préventives

Une société qui opte pour un développement durable n'a que deux choix. Le premier consiste à générer de la richesse par des activités économiques relativement peu encadrées pour, une fois la richesse acquise, réparer les dommages que ces activités ont causées au

2. *P. quinquefolia* (L.) Planch. ou est une espèce nuisible indigène en Amérique du Nord.

3. Une application GARP est mise à la disposition des internautes par le San Diego Supercomputer Center (http://biodiversity.sdsc.edu/cgi-bin/BSW/screen.cgi) et sera bientôt disponible pour les micro-ordinateurs. On peut en télécharger une version beta à l'adresse http://tsadev.speciesanalyst.net/Z_X/.

capital nature. La société qui choisit cette voie pourrait devoir utiliser une part appréciable de sa richesse pour mettre en place des mesures correctives exigeant d'importantes ressources financières et technologiques. Le second choix consiste à générer de la richesse, peut-être moins rapidement, tout en encadrant jusqu'à un certain point les activités économiques par des mesures préventives, de façon à laisser le capital nature intact. Les deux options comportent chacune des avantages et des risques. Je pense qu'en cette matière, aucune société n'a fait de choix conscient avant les années 1960. Aujourd'hui, le choix demeure en grande partie une question de valeurs.

Le coût des mesures correctives pour contrer les espèces exotiques envahissantes au Canada est loin d'être bien documenté. Cette lacune fait obstacle à toute décision éclairée entre mesures préventives et correctives. Une estimation des coûts économiques et environnementaux des espèces exotiques envahissantes au Canada a été présentée lors d'un symposium (RNT Consulting, 2002). Des données économiques ont été trouvées pour 16 espèces d'un groupe de 50, mais se sont avéré valables pour seulement 9 d'entre elles. Les coûts cumulatifs associés à la recherche et à la répression de ces 9 espèces s'élèveraient à 5,5 milliards $ et à plus de 456 millions $ sur une base annuelle. Ces chiffres ne comprennent pas les pertes qu'occasionnent les espèces exotiques envahissantes dans les secteurs agricole, forestier, halieutique et récréo-touristique.

Il est généralement difficile de faire accepter des mesures préventives, particulièrement lorsqu'elles entraînent des dépenses importantes. C'est une situation semblable à celle qui prévaut en médecine : parce que la santé est déterminée par un grand nombre de facteurs, le fait de conserver une bonne santé ne peut jamais être attribué avec certitude à un traitement préventif. La morale de cette histoire c'est que les mesures préventives doivent se fonder sur des outils de prédiction scientifiquement solides.

En 1999, je suis retourné dans le peuplement de chêne blanc si intensément défolié huit ans auparavant. Tous les arbres avaient l'air sain, mais le propriétaire du terrain avait entrepris d'en couper plusieurs. J'ai observé un petit nombre de chenilles de spongieuse, dont une était attaquée par une punaise indigène. Je suis toujours intrigué par les variations dans l'abondance des organismes vivants, mais je reconnais aujourd'hui que pour certains, les espèces exotiques envahissantes sont davantage un casse-pieds qu'un casse-tête intéressant.

Photo accompagnant le titre du chapitre : Larve de spongieuse. Photo de Klaus Bolte, SCF, Ottawa.

Références

Goodwin, B.J.; McAllister, A.J.; Fahrig, L. 1999. Predicting invasiveness of plant species based on biological information. Conserv. Biol. 13(2):422–426.

Kolar, C.S.; D.M. Lodge. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. Trends Ecol. Evol.16:199-204.

Nagel, J.M.; Griffin, K.L. 2001. Construction cost and invasive potential: comparing *Lythrum salicaria* (Lythraceae) with co-occurring native species along pond banks. Am. J. Bot. 88:2252–2258.

Peterson, A.T.; Vieglais, D.A. 2001. Predicting species invasions using ecological niche modeling: new approaches from bioinformatics attack a pressing problem. BioScience 51:363–371.

RNT Consulting Inc. 2002. Environmental and economic costs of alien invasive species in Canada. Proceedings of Applying Biodiversity Information, A National Symposium, 11 Apr. 2002, Gatineau, QC.

Scott, J.K.; Panetta, F.D. 1993. Predicting the Australian weed status of southern African plants. J. Biogeogr. 20:87–93

Shaffner, G. 1999. The Arithmetic of Life and Death. Ballantin Books, New York.

Tutin, T.G., V.H. Heyward, N.A. Burges, D.H. Valentine, S.M. Walters, and D.A. Webb (editors). 1964. Flora Europaea. Volumes 1-5. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

Williamson, M. 1996. Biological Invasions. Chapman and Hall, London.

Williamson, M.; Brown, K.C. 1986. The analysis and modelling of British invasions. Philosophical Transactions of the Royal Society B 314:505–522.

Glossaire

algues : organismes responsables de 90 % de la photosynthèse réalisée sur la planète; présentes dans la plupart des habitats; anciennement considérées comme formant un sous-règne dans le règne des Plantes; aujourd'hui souvent réparties dans plusieurs règnes (p. ex. Protistes ou Protoctistes, Monères, Plantes); les algues comprennent des organismes unicellulaires et pluricellulaires. Les algues macroscopiques ou macroalgues (algues vertes, algues brunes et algues rouges), suffisamment grosses pour être visibles à l'œil nu, se présentent sous la forme de filament, de ruban ou de tapis. Les grosses algues brunes, notamment les Laminariales et les Fucales, sont typiques des eaux froides et tempérées. Les algues corallines ou encroûtantes sont des algues de fond fortement calcifiées, formant une croûte. Les algues éphémères sont celles qui vivent moins d'un an, c'est-à-dire qui ne sont ni annuelles ni pérennes.

allélopathie : inhibition de la croissance d'une plante par une autre plante au moyen de substances toxiques.

amibiase : maladie causée par les amibes; des amibes du genre *Paramoeba* peuvent entraîner cette maladie chez des poissons marins, des crustacés et des échinodermes.

ammocète : forme larvaire dulcicole de la lamproie (selon l'espèce, les adultes peuvent vivre en eau douce, en eau saumâtre ou en mer).

amphipodes : ordre important de crustacés marins très mobiles pourvus d'un ensemble d'appendices pour sauter et marcher et d'un autre pour nager.

anadrome : se dit des poissons qui passent la plus grande partie de leur vie adulte dans la mer mais retournent dans leur cours d'eau natal pour se reproduire en eau douce.

anoxie : état où l'apport d'oxygène dans les tissus est nul ou réduit.

autoécologie : étude des organismes à l'échelle de l'individu, de la population ou de l'espèce sous l'angle de leurs relations avec l'environnement physique (humidité, lumière, salinité, nourriture, etc.); aussi connue sous le nom d'écophysiologie.

barrière hydrodynamique : dans un cours d'eau, structure physique ou formation naturelle (p. ex. une chute, un ponceau, un barrage) qui entrave ou bloque complètement les déplacements d'organismes aquatiques, comme les saumons.

benthique : relatif au fond de l'océan, d'un lac ou de toute autre masse d'eau; une espèce benthique est une espèce qui vit au fond; voir *épibenthique*, *pélagique*.

benthos : zone biogéographique correspondant au fond de l'océan, d'un lac ou de toute autre masse d'eau; désigne aussi collectivement tous les organismes qui vivent enfouis dans le fond, sur celui-ci ou à proximité, en eau courante ou non, salée ou douce.

bioamplification : accroissement systématique des concentrations de certains produits chimiques (p. ex. le DDT) vers le sommet des chaînes alimentaires; ces produits chimiques, ne se dégradent pas rapidement dans l'environnement, sont absorbés mais non métabolisés par les producteurs primaires et peuvent s'accumuler dans les tissus des animaux.

biocide : tout produit synthétique utilisé pour tuer (herbicide, pesticide, nématicide, fongicide).

biomasse : estimation quantitative des membres vivants d'une espèce donnée (biomasse de l'espèce) ou de l'ensemble des espèces d'une communauté (biomasse de la communauté), établie en termes de masse, de volume ou d'énergie (calories) par unité de surface ou de volume d'habitat.

biorégion : zone constituant une communauté écologique naturelle.

biosalissage : accumulation graduelle d'organismes aquatiques, comme des bactéries, des balanes, des moules et des algues, sur des surfaces artificielles (coques de navires, quais, bouées, installations de conditionnement d'air, canalisations d'eau) continuellement en contact avec l'eau, entraînant la détérioration des structures.

biote : ensemble des êtres vivants (végétaux et animaux) d'un lieu donné ou d'une période donnée.

bioturbation : dérangement et déplacement des sédiments par des organismes vivants, ce qui peut entraîner un mélange et une compaction des sédiments.

bivoltin : qui se reproduit deux fois par année; voir *multivoltin*, *trivoltin*, *univoltin*.

bryozoaires : phylum d'animaux minuscules ressemblant aux mousses qui forment des colonies sur les fonds marins ou d'autres substrats durs; s'alimentent surtout en filtrant l'eau.

chaîne alimentaire : représentation linéaire simplifiée des relations alimentaires entre les consommateurs et les organismes qui sont consommés, partant des producteurs primaires (végétaux), qui captent l'énergie du milieu, et se terminant avec les plus gros carnivores; voir *réseau trophique*.

changement trophique : changement dans l'alimentation d'un consommateur (p. ex. une espèce principalement herbivore devenant temporairement carnivore).

chiton : mollusque benthique brouteur dont la coquille est divisée en plaques.

cladocères : ordre de petits crustacés transparents qui vivent pour la plupart en eau douce; souvent appelés « puces d'eau ».

congénères : qui appartiennent au même genre, à la même espèce; voir *conspécifique*.

conspécifiques : qualifie des individus ou des populations qui appartiennent à une même espèce; voir *congénères*.

corallin : ressemblant au corail.

cryptique : se dit d'une espèce tellement semblable à une autre qu'il est difficile de les distinguer; se dit aussi d'un organisme qui peut se dissimuler grâce à une coloration ou à des marques qui se confondent avec le milieu où il se trouve.

cyprinidés : grande famille de poissons d'eau douce (incluant les carpes).

diatomées : microorganismes aquatiques unicellulaires principalement photosynthétiques de la division des Bacillariophytes; composantes importantes du phytoplancton; espèces marines et dulcicoles; deux formes : circulaire et ellipse effilée; la paroi cellulaire contient de la silice.

dinoflagellés : microorganismes aquatiques unicellulaires appartenant à la division des Pyrrophycophytes, environ la moitié sont photosynthétiques, surtout marins, mais espèces dulcicoles nombreuses; caractérisés par le port de deux flagelles (structures en forme de fouet); certaines espèces sont toxiques (problème des marées rouges), d'autres bioluminescentes.

dioïque : dont les organes reproducteurs mâles et femelles ne se trouvent pas sur une même plante ou chez un même individu; voir *monoïque, hermaphrodite*.

diploïde : qui possède un double jeu de chromosomes dans chaque cellule.

dulcicole (ou dulçaquicole) : qui vit en eau douce.

eau de ballast (ou eau de lest) : eau utilisée comme lest dans les bateaux modernes pour les équilibrer; les citernes de ballast sont remplies quand les cargaisons sont débarquées et vidées quand les cargaisons sont embarquées.

encroûtant : formant une croûte ou y ressemblant.

endémisme : caractère d'une espèce endémique (indigène, qui vit ou croît naturellement dans une région).

endofaune : animaux qui vivent dans les sédiments du lit des cours d'eau, du fond des océans, etc.; voir *épifaune*.

épibenthique : vivant à la surface ou juste au-dessus des sédiments de fond d'une masse d'eau; voir *benthique*.

épifaune : animaux qui vivent sur le lit des cours d'eau, le fond des océans, etc. ou fixés à des objets, des plantes ou des animaux immergés; voir *endofaune*.

épiphyte : plante vivant à la surface d'une autre plante, mais qui n'en tire pas sa nourriture.

épizootie : flambée temporaire et étendue d'une maladie chez des animaux, équivalent d'une épidémie en médecine humaine.

espèce exotique (= introduite, étrangère, non indigène) : dans le présent ouvrage, espèce qui, habituellement par suite d'une action humaine, a franchi des obstacles naturels et s'est établie dans un milieu où elle n'avait jamais été signalée auparavant.

estuaire : tronçon inférieur élargi d'un fleuve à l'approche de la mer ou de l'océan, où l'eau salée est diluée par l'eau douce et où les effets des marées sont évidents, aussi la partie submergée de l'embouchure d'un cours d'eau ou un bras de mer exposé à l'eau douce; voir *estuaire stratifié*.

estuaire stratifié : estuaire dans lequel la salinité augmente avec la profondeur, et de l'amont vers l'aval.

eucaryote : se dit d'un organisme dont les cellules renferment des membranes internes qui délimitent des entités (p. ex. un noyau isolé) remplissant diverses fonctions (protistes, plantes, animaux et champignons). Opposé à procaryote (bactéries).

eurytherme : se dit d'un organisme qui supporte de fortes variations de température.

eutrophe : se dit d'une masse d'eau ou d'une région isolée de l'océan, p. ex. une baie, renfermant de fortes concentrations d'éléments nutritifs assimilables par les végétaux et caractérisée par un appauvrissement en oxygène saisonnier dû à la prolifération d'algues ou d'autres végétaux; voir *mésotrophe, oligotrophe*.

eutrophisation : enrichissement d'eaux marines ou d'eaux douces en éléments nutritifs (phosphates et autres) qui stimule la croissance des algues et d'autres végétaux.

féral : se dit d'un animal domestique retourné à l'état sauvage.

fixation de l'azote : conversion de l'azote moléculaire en sa forme organique réduite.

fucales : ordre d'algues brunes dont le genre *Fucus* est caractéristique.

fynbos : type de végétation basse très diversifié, habituellement adapté aux incendies, et en grande partie à feuillage persistant; n'existe que dans les régions côtières et montagneuses de l'Afrique du Sud.

gastéropodes (ou gastropodes) : classe de mollusques habituellement pourvus d'yeux pédonculés, d'une coquille asymétrique spiralée, et d'un gros pied leur permettant de se déplacer; habitats terrestres (p. ex. les escargots) ou aquatiques.

génome : information génétique contenue dans un jeu complet de chromosomes et tous les gènes d'un organisme donné.

glochidies : larves de certaines familles de mollusques.

halogène : groupe hautement réactif d'éléments électronégatifs non métalliques (fluor, chlore, brome, iode et astate).

hermaphrodite : dont les organes reproducteurs mâles et femelles sont présents sur la même plante ou chez le même individu; voir *dioïque, monoïque*.

infralittoral : relatif à la zone de la côte qui s'étend sous la ligne de marée basse jusqu'à la limite de la plate-forme continentale; la plupart des organismes infralittoraux sont constamment immergés; voir *intertidal, littoral*.

infraspécifique : se dit des taxons de rang inférieur à celui d'espèce.

intertidal : se dit de la zone qui est submergée à marée haute et exposée à marée basse; voir *littoral, infralittoral*.

isopodes : ordre de petits crustacés au corps aplati pourvus de sept paires de pattes; espèces terrestres (p. ex. les cloportes), marines et dulcicoles.

itéropare : se dit d'un animal qui se reproduit plusieurs fois durant sa vie; voir *semelpare*.

littoral : se dit de la zone de contact entre la terre et la mer où les organismes vivants sont adaptés à une alternance d'exposition à l'air et à l'eau due aux marées, aux vagues et aux embruns; voir *infralittoral, intertidal*.

lutte biologique : processus d'origine humaine s'exerçant à l'échelle d'une population dans lequel les effectifs d'une espèce réduisent ceux d'une autre espèce par divers mécanismes comme la prédation, le parasitisme ou la compétition.

lutte biologique classique : introduction d'ennemis naturels (p. ex. parasite, prédateur ou maladie) d'un ravageur exotique envahissant pour réduire ou limiter ses populations.

lutte biologique inondative : lâcher périodique, après production massive, d'ennemis importés ou indigènes d'une espèce exotique envahissante pour augmenter les populations de ces ennemis déjà présents (lâchers inondatifs ou massifs); on ne s'attend pas à ce que ces ennemis deviennent des agents de lutte permanents.

macrophyte : plante vasculaire visible à l'œil nu; terme appliqué surtout aux plantes aquatiques (p. ex. les zostères marines).

mégalope : dernière forme larvaire du cycle vital des crabes, d'apparence semblable à l'adulte.

méroplanctoniques (espèces) : organismes divers qui passent une partie de leur cycle vital, œuf et stades larvaires habituellement, au sein du plancton.

mésique : qualifie les milieux et les habitats où l'humidité du sol est moyenne.

mésotrophe : se dit d'une masse d'eau ou d'une région isolée de l'océan, p. ex. une baie, renfermant des concentrations modérées d'éléments nutritifs assimilables par les végétaux et donc modérément productive; voir *euthrophe, oligotrophe*.

monoïque : dont les organes reproducteurs mâles et femelles sont présents sur la même plante ou chez le même individu; voir *dioïque, hermaphrodite*.

monospécifique : qui comprend une seule espèce.

morphométrie : mesure des formes externes.

multivoltin : qui se reproduit plus de trois fois par année; voir *bivoltin, trivoltin, univoltin*.

mycorhize : champignon qui se fixe aux racines nourricières d'une plante et produit des filaments qui en étendent le système racinaire; la plante se trouve ainsi à absorber davantage d'éléments nutritifs et d'eau, tandis que le champignon reçoit de la plante du carbone.

naissain : jeunes mollusques fixés pendant la première phase de leur vie sédentaire.

naturalisation : processus par lequel une espèce exotique se répand et s'adapte aux conditions locales.

nématodes : phylum de vers non segmentés allongés, cylindriques et aux extrémités effilées; certains parasitent des végétaux (p. ex. le nématode doré) ou des animaux, alors que d'autres vivent à l'état libre dans le sol ou l'eau, où ils jouent un rôle important dans la destruction et le recyclage des matières organiques.

néotropical : qui a trait à la région néotropicale, qui couvre le sud du Mexique, l'Amérique centrale, l'Amérique du Sud et les Antilles, l'une des six régions où l'on trouve un assemblage distinct et caractéristique de taxons animaux.

niveau trophique : position qu'occupe un organisme dans une chaîne ou un réseau alimentaire, des producteurs aux consommateurs primaires, secondaires et tertiaires; on ne compte habituellement pas plus de cinq niveaux trophiques; voir *chaîne alimentaire*.

nudibranches : ordre de gastéropodes prédateurs marins (sous-classe des Opisthobranches) communément appelés limaces de mer; les branchies se trouvent exposées chez l'adulte quand la coquille résiduelle tombe; remarquables par leur coloration; voir *sacoglosses*.

œuvé : qui porte des œufs. On dit aussi *ovigère*.

oligochètes : classe de vers segmentés (phylum des Annélides) portant sur chaque segment des soies ou des poils (souvent trop fins pour être visibles) qui les aident à se déplacer; deux grands groupes : oligochètes aquatiques (la plupart dulcicoles) et oligochètes terrestres (vers de terre); surtout détritivores; voir *polychètes*.

oligotrophe : se dit d'une masse d'eau ou d'une région isolée de l'océan, p. ex. une baie, renfermant de faibles concentrations d'éléments nutritifs assimilables par les végétaux et de fortes concentrations d'oxygène; voir *eutrophe, mésotrophe*.

ophiure : échinoderme (phylum des Échinodermes) à cinq bras irradiant à partir d'un disque central; ressemble à une étoile de mer, mais ses bras, fragiles, sont grêles et plus longs.

ovipare : qui se reproduit en pondant des œufs qui éclosent hors du corps; mode de reproduction commun observé chez les oiseaux, les amphibiens, les reptiles et la plupart des poissons osseux; voir *ovovivipare, vivipare*.

ovovivipare : qui se reproduit en incubant des œufs à l'intérieur du corps, lesquels éclosent juste avant ou après l'expulsion; mode de reproduction de nombreux reptiles et de certains poissons cartilagineux.

parasitoïde : insecte dont les larves se nourrissent des tissus vivants d'un hôte d'une manière telle que l'hôte ne meurt pas avant que le développement larvaire soit terminé.

parthénogénèse : production d'un nouvel individu à partir d'un ovule sans fécondation; mode de reproduction observé chez certains animaux inférieurs (p. ex. chez les abeilles).

partie contractante de la Convention sur la diversité biologique : pays qui a intégré la Convention sur la diversité biologique à son système juridique (en la ratifiant, en l'acceptant, en l'approuvant ou en y adhérant) et qui a déposé auprès d'un dépositaire désigné un instrument faisant foi de son acceptation des obligations juridiques de la Convention.

patelles : mollusques nombreux appartenant dans la plupart des cas à l'ordre des Gastéropodes, pourvus d'une coquille simple conique et basse et d'un pied charnu épais avec lequel elles se fixent aux rochers ou à des morceaux de bois.

pélagique : se dit des organismes aquatiques qui vivent dans les couches supérieures de l'océan sans dépendance directe à l'égard du littoral, du fond ou des sédiments abyssaux; voir *benthique*.

phénologie : étude des relations entre le climat et les phénomènes biologiques périodiques, particulièrement les phénomènes saisonniers (p. ex. la floraison).

phytophage : qui se nourrit principalement ou exclusivement de végétaux.

phytoplancton : végétaux aquatiques en suspension; voir *plancton, zooplancton*.

plancton : végétaux et animaux de taille microscopique à petite (p. ex. certaines méduses) qui vivent entre deux eaux dans la mer ou les eaux douces; voir *phytoplancton, zooplancton*.

plante vasculaire : plante pourvue de vaisseaux, ceux du xylème transportent l'eau et les sels minéraux vers le haut à partir des racines, tandis que ceux du phloème transportent les sucres et d'autres substances organiques depuis les feuilles.

polychètes : classe de vers segmentés (phylum des Annélides) affichant une grande variation de formes et de comportements alimentaires (détritivores à prédateurs); abondants dans les sédiments marins, certaines espèces sont dulcicoles ou terrestres; voir *oligochètes*.

protistes (ou protoctistes) : règne d'organismes eucaryotes pour la plupart unicellulaires (p. ex. les myxomycètes et les amibes) qui ne sont pas exactement des végétaux, des animaux ou des champignons, nombre de protistes se déplacent au moyen d'un flagelle (structure en forme de fouet).

pseudo-pérenne : chez les algues, qui se régénère à partir du matériel basal restant après le dépérissement de l'algue.

réseau d'interactions : configuration, déterminée expérimentalement, des interactions entre les espèces d'une communauté écologique.

réseau trophique (ou alimentaire) : représentation réaliste des relations alimentaires dans une communauté avec flux d'énergie et de matière d'une espèce à l'autre, aucune de celles-ci n'occupant un niveau trophique fixe et unique; dans la représentation graphique de ces relations, les lignes reliant les divers prédateurs et proies forment un réseau; voir *chaîne alimentaire*.

rhizome : tige rampante souterraine d'une plante, qui porte des racines et des tiges aériennes.

sacoglosses : ordre de gastéropodes herbivores marins (sous-classe des Opisthobranches) communément appelés limaces de mer; organe d'alimentation ressemblant à une langue, avec lequel ils percent les parois des algues; coquille petite ou absente; coloration habituellement cryptique; voir *nudibranches*.

saprophyte : qui tire son énergie alimentaire de matières organiques en décomposition.

semelpare : se dit d'un animal qui ne se reproduit qu'une seule fois, puis meurt (p. ex. le saumon); voir *itéropare*.

séquence chronologique : ensemble séquentiel de variables (p. ex. les changements dans la structure et la composition d'un peuplement forestier) décrivant l'évolution d'une communauté écologique.

service écologique : concept d'économie environnementale selon lequel certains processus écosystémiques naturels (p. ex. la biodégradation des déchets produits par l'homme dans les sols et l'eau, le cycle des éléments nutritifs dans le sol) sont considérés comme des services dont l'homme bénéficie; l'« offre » de ces services peut limiter les activités et les intérêts humains.

siphon : chez les végétaux (p. ex. certaines algues vertes), long tube plurinucléé affichant une paroi cellulaire externe dure et quelques parois transversales.

sphaeriidés : famille de mollusques bivalves dulcicoles; petite taille (3 à 20 mm); les immatures se fixent aux oiseaux, à la végétation, etc., ce qui confère aux sphaeriidés une assez grande capacité de dispersion; comme ce sont des filtreurs, les sphaeriidés contribuent à clarifier l'eau; voir *unionidés*.

sténotherme : se dit d'un organisme qui ne supporte que de faibles variations de température.

stochastique : conjectural; de l'ordre de l'aléatoire, du hasard, des probabilités.

taxon : unité systématique, désignée par un nom, de quelque rang que ce soit (p. ex. classe, famille, genre, espèce) dans laquelle un organisme est classé, dans un système de classification hiérarchique; une espèce ou un groupe d'espèces apparentées dont le caractère distinct fait qu'ils sont considérés séparément en tant qu'unités taxinomiques constituent des taxons.

thalle : structure végétative (partie qui croît et se développe) de certains organismes (algues brunes, certains champignons); composé de cellules qui ne se différencient pas pour former des racines, des tiges et des feuilles; les thalles peuvent être simples à largement ramifiés.

trivoltin : qui se reproduit trois fois par année; voir *bivoltin, multivoltin, univoltin*.

tuniciers : animaux marins (p. ex. les ascidies) comprenant le phylum (ou sous-phylum) des Urocordés; une corde dorsale, ou notocorde, s'étend sur toute la longueur du corps, mais n'est habituellement pas présente durant toute la vie de l'animal; ainsi nommés à cause de l'enveloppe de leur corps appelée « tunique », sur laquelle se trouvent deux siphons servant à aspirer l'eau de mer pour en tirer des aliments (p. ex. du phytoplancton) et assurer les échanges gazeux; solitaires ou coloniaux; espèces sédentaires (fixées aux rochers, aux bateaux, etc.) et espèces planctoniques dérivantes.

unionidés : famille de mollusques bivalves dulcicoles; souvent appelés moules perlées d'eau douce, mais en fait plus proches des myes en ceci qu'ils vivent enfouis dans la vase plutôt que fixés à des substrats fermes; face intérieure des valves souvent rose ou violet nacré; les larves (glochidies) se fixent aux poissons et aux amphibiens, ce qui favorise la dispersion des unionidés; comme ce sont des filtreurs, les unionidés contribuent à clarifier l'eau; voir *sphaeriidés*.

univoltin : qui se reproduit une fois par année; voir *bivoltin, multivoltin, trivoltin*.

vagile : se dit des espèces qui peuvent se déplacer librement et s'établir à de nouveaux endroits.

véligère : forme larvaire de nombreux mollusques (p. ex. de certains gastéropodes et des moules), qui nage au moyen de son velum, organe composé de deux grands lobes semi-circulaires munis de longs cils.

vivipare : qui porte et donne naissance à un ou plusieurs petits qui se sont développés à l'intérieur du corps et pas dans un œuf; c'est le cas de l'espèce humaine et de la plupart des autres mammifères; voir *ovipare, ovovivipare*.

zoé : forme larvaire nageante méroplanctonique des crabes et d'autres crustacés décapodes des sous-ordres des Anomoures et des Brachyoures, pourvue d'une ou plusieurs épines sur la carapace et d'appendices rudimentaires sur l'abdomen et le thorax.

zoogéographique : relatif à une branche de la géographie traitant des relations entre la géographie et les populations animales, particulièrement des rapports entre la géographie et la répartition des espèces.

zooplancton : animaux aquatiques en suspension; voir *plancton, phytoplancton*.

Sources

Nous avons établi les définitions du glossaire à partir des sources ci-dessous et de l'expertise de notre personnel.

Blackwell, W.H.; Powell, M.J. Where have all the algae gone, or, how many kingdoms are there? Am. Biol. Teacher 57 (mars): 160–167.

Expert Center for Taxonomic Identification. World Biodiversity Database v2.1 [en ligne]. http://www.eti.uva.nl/Database/WBD.html. Visité en juillet 2002.

Flagg, S.D.; Kosinski, B.; Dhannawat, M.; Hussain, J. 2001. Annelida [tutoriel en ligne]. Biology Instruction and Agricultural Education, Clemson University, Clemson, SA. http://www.clemson.edu/pal/111/diversity/Annelida/. Visité en juillet 2002.

Guiry, M.D.; Dhonncha, E.N. 2002. AlgaeBase [en ligne]. http://www.algaebase.com. Visité le 29 janvier 2002.

International Maritime Organization. 2002. Global Ballast Water Management Programme [en ligne]. http://globallast.imo.org/index.asp. Visité en juillet 2002.

Jackson, J.A., ed. 1997. Glossary of geology. 4th ed. American Geological Institute, Alexandria, Va.

Market House Books Ltd., compiler. 2000. A dictionary of biology. 4th ed. Oxford University Press, Oxford, UK. 648 p.

Monterey Bay Aquarium Research Institute (MBARI). 2001. Phytoplankton [en ligne]. http://www.mbari.org/~conn/botany/phytopl/Default.htm. Visité en juillet 2002.

Morris, C., ed. 1992. Academic Press dictionary of science and technology. Academic Press, San Diego, CA.

Pearsall, J.; Trumble, B., eds. 1996. The Oxford English reference dictionary. 2th ed. Oxford University Press, Oxford, UK.

UN Office of Legal Affairs (OLA), Treaty Section. 2001. Treaty Reference Guide [en ligne]. http://untreaty.un.org/ola-internet/Assistance/Guide.htm. Visité en juillet 2002.

Index

Note : DG, détroit de Georgia; GL, Grands Lacs, (i), illustration; St-L, fleuve Saint-Laurent, (t) tableau

Acantholyda erythrocephala (pamphile introduit du pin), 62(t), 64, 65, 251(t)
Accord MSP (Accord sur l'application des mesures sanitaires et phytosanitaires), 23, 245
Accord sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, 238
accords internationaux, 20–6
accords régionaux, 19–20
Acentropus niveus, 79(t)
Acer ginnala, 68(t)
Acer negundo (érable à Giguere), 45, 51, 52–3
Acer platanoides (érable de Norvège), 51, 52, 68(t)
Achatina fulica (escargot terrestre geant d'Afrique), 32, 36, 271, 273
achigan à grande bouche, 210(t), 212
achigan à petite bouche, 210(t), 212
ACIA. *Voir* Agence canadienne d'inspection des aliments
Acipenser fulvescens, 202
Acleris comariana, 62(t)
Acleris variegana, 62(t)
Actinocyclus normanii, 75(t)
activités humaines et dispersion d'espèces exotiques, 43, 46–7, 54, 73, 106, 151–2
Acyrthosiphon caraganae, 61(t)
Acyrthosiphon pisum, 249(t)
Adelges abietis, 61(t)
Adelges laricis, 61(t)
Adelges nusslini, 61(t)
Adelges piceae (puceron lanigère du sapin), 59, 61(t), 64, 65, 251(t)
Adelges tsugae, 61(t)
Aedes albopictus, 23
Aegopodium podagraria, 46
Aeromonas salmonicida, 79(t)
Aethes rutilana, 62(t)
Afrique du Sud, 26
Agapeta zoegana, 294
Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA), 71, 155, 156–7, 245–7
agriculture : lutte biologique inondative, 296; organismes nuisibles aux plantes, 243–4, 246, 249(t)–250(t)
Agrilus cyanescens, 61(t)
agropyre à crête, 33, 44, 46, 54(i), 55
Agropyron cristatum (agropyre à crête), 33, 44, 46, 54(i), 55
Agrostis gigantea, 77(t)
Agrostis stolonifera, 128(t)
Aguriahana stellulata, 61(t)
ajonc d'Europe, 68(t), 244
Alberta, 44, 53(i), 56–7
Alces alces, 69(t), 70
Alcyonidium polyoum, 131(t)
Alexandrium spp., 114
algues : bassin hydrographique des GL et du St-L, 75(t)–76(t), 81, 84; dans l'Atlantique canadien, 133–6, 139–43, 234–5; dans le DG, 41, 113–14, 118(t), 127(t)–128(t). Voir aussi *Caulerpa taxifolia* et *Codium fragile*
algues bleues, 138
algues coralliines, 140
Alisma lanceolatum, 128(t)
Allantus basalis, 62(t)
Allantus cinctus, 62(t)
alliaire officinale, 45, 47–8, 51, 68(t), 70
Alliaria petiolata, 45, 47–8, 51, 68(t), 70
Allorchestes angusta, 131(t)
Allygus mixtus, 61(t)
Alnus glutinosa, 76(t)
Alnus rubra, 297
Alopecurus geniculatus, 77(t)
Alosa aestivalis, 80(t)
Alosa pseudoharengus (alose), 31–2, 80(t), 82, 205, 208(t), 212
Alosa sapidissima (alose savoureuse), 116, 132(t), 208(t)
alose (*Alosa pseudoharengus*), 31–2, 80(t), 82, 205, 208(t), 212
alose noyer ou à gésier (*Dorosoma cepedianum*), 80(t), 86, 208(t)
alose savoureuse, 116, 132(t), 208(t)
alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*), 115, 128(t)
Ambloplites rupestris, 210(t)
Ameiurus melas, 209(t)
Ameiurus nebulosus, 116, 132(t), 209(t)
Ammophila arenaria, 128(t)
Amphipyra tragopoginis, 62(t)
Ampithoe lacertosa, 131(t)
Ampithoe valida, 131(t)
Anacampsis populella, 62(t)
Anarsia lineatella, 62(t)
Angelica sylvestris, 45
angélique sauvage, 45
Anguilla anguilla, 175
Anguilla japonica, 175
Anguilla rostrata, 208(t)
Anguilla spp., 122
anguille d'Amérique, 208(t)
anguille européenne, 175
anguille japonaise, 175
anguilles, 122, 175
Anguillicola crassus, 175
Anobium punctatum, 61(t)
Anodonta beringiana, 190
Anopheles gambiae, 270
Anoplophora glabripennis, 29, 64–5, 106, 247, 275
anthracnose du fraisier, 250(t)
anthracnose du haricot, 250(t)
Antihamnionella spirographidis, 114, 127(t)
Apeltes quadracus, 80(t), 81, 210(t)
Aphrophora alni, 61(t)
Aphthona cyparissiae, 293
Aphthona nigriscutis, 293
appâts vivants, 12(t), 100, 226
aquaculture : mécanismes de contrôle, 119; tanche, 169, 170–1; voie d'entrée, 12(t), 33, 104, 107–8, 161, 226–7
aquariophilie, 12(t), 122–3, 161, 166–7, 175, 227
Arceuthobium spp., 297(i), 298
Arceuthobium tsugense, 297(i)
Archips podana, 62(t)
Archips rosana, 62(t)
Arge ochropa, 62(t)
Argopecten irradians, 148(t)
Argulus japonicus, 78(t)
Argyresthia conjugella, 249(t)
armoise de Steller, 46
arpenteuse tardive (*Operophtera brumata*), 62(t), 251(t)
Artemisia stelleriana, 46
ascidie plissée (*Styela clava*), 131(t), 148(t)
Aster curtus (aster rigide), 55(i), 56
aster rigide, 55(i), 56
Astronotus ocellatus, 211(t)
Atlantique canadien, espèces exotiques : algues exotiques, 133–6, 139–43, 234–5, courants, 180–1, écosystème des laminaires, 139–43, invertébrés, 136–9, 147(t)–148(t); lutte contre la spongieuse, 156, plantes et algues indigènes, 133–4, plantes exotiques, 44–5, protection des eaux, 143–4
attrape-mouche, 269–70
aulne rouge, 297
Autolytus cf. *tsugarus*, 129(t)
Avena fatua, 249(t)
Azolla caroliniana, 115, 128(t)
azolle de Caroline, 115, 128(t)

Bacillus thuringiensis, 107
Bacillus thuringiensis var. *kurstaki* (*Btk*), 107, 152, 154, 271
balane, 137(t), 138
Balanus improvisus, 131(t)
Balsamorhiza deltoidea (balsamorhize à feuilles deltoïdes), 55(i), 56
balsamorhize à feuilles deltoïdes, 55(i), 56
Bangia atropurpurea, 75(t), 81
bar, 224
bar blanc, 94, 97, 207, 210(t)
bar rayé, 204, 226
barbotte brune (*Ameiurus nebulosus*), 116, 132(t), 209(t)
barbotte des rapides, 209(t)
barbotte noire, 209(t)
barbue de rivière, 209(t)
baret (*Morone americana*), 81(t), 82, 210(t)
bassin de drainage de la baie d'Hudson, 93, 98, 205–6
bassin hydrographique des GL et du St-L. *Voir* Grands Lacs–fleuve Saint-Laurent
bassin hydrographique du fleuve Hudson, 88

bassins hydrographiques du Manitoba, 93
Batillaria attramentaria, 130(t)
Berberis vulgaris, 249(t)
bernache du Canada (*Branta canadensis*), 116, 132(t)
bernard-l'hermite, 29
Betta splendens, 211(t)
Betula pendula, 68(t)
Biddulphia laevis, 75(t)
bigorneau, 29, 133, 137–8, 148(t)
bigorneau rugueux, 30
biodiversité : accords internationaux, 19–22; homogénéisation du biote, 9, 11, 15, 19, 24, 43, 73
Bithynia tentaculata, 35, 78(t), 85, 189, 194, 198(t)
Blissus leucopterus leucopterus, 249(t)
Boccardia columbiana, 129(t)
Boiga irregularis (serpent brun arboricole), 15, 16(i), 19, 32
Bonasa umbellus, 69(t)
Bonnemaisonia hamifera, 134(t), 135–6
Botrylloides violaceus, 131(t)
Botryllus schlosseri, 131(t), 148(t)
bouleau verruqueux, 68(t)
Bowerbankia gracilis, 131(t)
Branchiura sowerbyi, 79(t)
Branta canadensis, 116, 132(t)
brochet d'Amérique, 209(t)
brochet maillé, 209(t)
brome des toits, 16, 108
brome inerme, 44, 55, 105, 299
Bromus inermis (brome inerme), 44, 55, 105, 299
Bromus spp., 46
Bromus tectorum, 16, 108
broutage par les oursins, 140
brûlure du châtaignier, 31, 59–60, 251(t)
brûlure du saule, 251(t)
bryozoaires, 135, 138–42, 148(t)
Btk (*Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki*), 107, 152, 154, 271
buffalo à grande bouche, 104, 208(t)
Bufo marinus, 36
butome à ombelle (*Butomus umbellatus*), 76(t), 85, 166, 226
Butomus umbellatus (butome à ombelle), 76(t), 85, 166, 226
bythinie impure (*Bithynia tentaculata*), 35, 78(t), 85, 189, 194, 198(t)
Bythotrephes cederstroemi, 78(t), 97, 224

Cabomba caroliniana (cabomba de Caroline), 76(t), 161–7, 227
Cactoblastis cactorum, 221, 273–4
calamagrostide du Canada, 296
Calamagrostis canadensis, 296
Caliroa cerasi, 62(t)
Callidiellum rufipenne, 247
Callitriche stagnalis, 128(t)
Caloptilia (*Gracillaria*) *syringella*, 62(t)
Caloptilia negundella, 62(t)
Canards illimités Canada, 253–4, 260, 261(t), 262
canaux, 11, 81–2, 86–7, 225
Canis latrans, 69(t)
Capsosiphon fulvescens, 114, 127(t)
Caragana arborescens, 68(t)
caragana arborescent, 68(t)
carassin (*Carassius auratus*), 80(t), 171, 201, 208(t)
Carassius auratus (carassin), 80(t), 171, 201, 208(t)
Carcinus maenas. *Voir* crabe vert
Cardamine pratensis, 128(t)
Cardaria draba, 249(t)
cardère à feuilles laciniées, 269
Carex acutiformis, 76(t)
Carex disticha, 76(t)
Carex flacca, 76(t)
carie indienne, 247
carie naine du blé, 243
carotte sauvage, 249(t)
carpe à grosse tête (*Hypophthalmichthys nobilis*), 80(t), 226
carpe (*Cyprinus carpio*) : dans le DG, 116, 123, 132(t); dans le marais Delta Marsh, 94–6; dans les GL et le St-L, 80(t), 85, 86, 222; en Saskatchewan, 104; introduction, 201, 203, 208(t); modification de l'habitat, 95–6
carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella*) : agents de lutte biologique, 104, 107, 273; introduction accidentelle, 80(t), 208(t), 226
carpe miroir, 171
carpocapse de la pomme (*Cydia pomonella*), 62(t), 270
Carragana arborescens, 68(t)
Castanea crenata, 59, 60
Castanea dentata, 31, 59–60
Castanea mollissima, 59, 60
Castilleja levisecta (castilléjie dorée), 55(i), 56
castilléjie dorée, 55(i), 56
Catostomus catostomus, 208(t)
Catostomus commersoni, 208(t)
Caulacanthus ustulatus, 114, 128(t)
Caulerpa taxifolia, 24, 30, 36
Caulocampus acericaulis, 62(t)
CdP (Conférence des Parties, CDB), 21–2, 237–8
cécidomyie du blé, 249(t)
cécidomyie européenne du pin (*Contarinia baeri*), 61(t), 251(t)
Centaurea diffusa, 67, 68(t), 249(t), 293, 294–5
Centaurea maculosa, 44, 68(t), 249(t), 293, 294–5
centaurée diffuse, 67, 68(t), 249(t), 293, 294–5
centaurée maculée, 44, 68(t), 249(t), 293, 294–5
Ceramium rubrum, 128(t)
Ceramium spp., 114, 128(t)
Ceratocystis fagacearum, 247
Ceratostoma inornatum (gastéropode muricidé), 118, 121, 130(t)
Cercopagis pengoi, 78(t), 224
cerf mulet sauvage, 108
chabot de torrent, 210(t)
Chaetoceros hohnii, 75(t)
Chaetoporella aceris, 61(t)
chamaecyparis de Lawson, 35
Chamaecyparis lawsoniana, 35
champignon de la flétrissure du chêne, 247
champignon de la mort subite du chêne, 247
champignon de la rouille blanche du chrysanthème, 246
champignon de la rouille couronnée de l'avoine, 246
champignon de la rouille noire du blé, 246
champignon lignivore indigène, 297–8
champignons pathogènes : agents de lutte biologique, 36, 296–8; dans les forêts, 41, 59–60, 243–4, 250(t)–251(t)
chancre bactérien du peuplier, 247
chancre cryptodiaportheen, 250(t)
chancre du mélèze d'Europe, 251(t)
chancre du noyer cendré, 60, 251(t)
chancre scléroderrien, race européenne, 251(t)
charançon à stries rugueuses (*Otiorhynchus rugosostriatus*), 61(t), 66
charançon de la luzerne (*Otiorhynchus ligustici*), 61(t), 250(t)
charançon de la racine du fraisier (*Otiorhynchus ovatus*), 61(t), 66
charançon noir de la vigne (*Otiorhynchus sulcatus*), 61(t), 66
charbon de l'épi de maïs, 250(t)
chardon des champs, 106
chardon vulgaire, 45, 68(t)
chat domestique, 15, 70
châtaigne d'eau (*Trapa natans*), 78(t), 82, 165
châtaignier d'Amérique, 31, 59–60
châtaignier de Chine, 60
châtaignier du Japon, 60
chatte de l'est, 208(t)
Cheimophila salicella, 62(t)
chêne, 32, 60
chêne de Garry, 52(i), 56, 70, 244, 299
chêne pédonculé, 68(t)
Chenopodium glaucum, 76(t)
chevalier cuivré, 175
chevalier de rivière, 175
chevalier jaune, 175
chevrefeuille de Tartarie, 68(t)
chiendent, 249(t)
chiendent commun, 46
Chloroclystis retangulata, 62(t)
Chondria dasyphylla, 114, 128(t)
Chondrostereum purpureum, 297–8
Chondrus crispus, 134, 137(t)
Choreutis (*Eutromula*) *pariana*, 62(t)
Choristoneura fumiferana, 107
Chroodactylon ramosus, 76(t)
Chrysolina hyperici, 293
Chrysolina quadrigemina, 292–3
Chrysolina spp., 222
Cichlasoma managuense, 211(t)
Cichlasoma nigrofasciatum, 211(t)
cichlidés, 211(t)
Ciona savignyi, 131(t)
Cipangopaludina chinensis malleata, 80(t), 189, 192, 198(t)
Cipangopaludina japonica, 80(t), 192
Cirsium arvense, 106
Cirsium palustre, 76(t)
Cirsium vulgare, 45, 68(t)
cisco à grande bouche, 32
cisco à nageoires noires, 32
cisco de fumage, 32

cisco de lac (*Coregonus artedi*), 96, 209(t), réduction ou disparition, 32, 35, 202, 204, 206
cisco de profondeur, 32
cladocère épineux (*Bythotrephes cederstroemi*), 78(t), 97, 224
Clavibacter michiganensis ssp. *sepedonicus*, 249(t)
Cliona spp., 129(t)
Closterovirus, 246, 247, 249(t)
Cnephasia longana, 62(t)
Coccinella septempunctata, 33
coccinelle à sept points, 33
coccinelle australienne, 107, 279
cochenille de San Jose, 249(t)
cochenille du hêtre, 59, 62(t), 250(t)
Code national sur l'introduction et le transfert des organismes aquatiques, 143, 213–14
Codium fragile ssp. *tomentosoides*, 30, 134(t), 135–6, 141–3
Coleophora fuscedinella, 62(t)
Coleophora laricella (porte-case du mélèze), 62(t), 66, 251(t)
Coleophora serratella (porte-case du bouleau), 62(t), 64, 66, 251(t)
Coleophora ulmifolliela, 62(t)
Colletotrichum acutatum, 250(t)
Colletotrichum gloeosporioides, 296, 298
Colletotrichum lindemuthianum, 250(t)
Colombie-Britannique : courants le long de la côte du Pacifique, 181–3; espèces végétales en péril, 53, 54; lutte contre la spongieuse, 154–8, 271; plan de gestion des mauvaises herbes, 56. *Voir aussi* détroit de Georgia
Colossoma spp., 208(t)
Colpomenia peregrina, 114, 127(t), 134(t), 135, 235
Columba livia, 70
combattant, 211(t)
Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) (= Le Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada, CSEMDC), 53, 257–8
commerce international, 22–4, 27, 246–7
Commission des pêcheries des Grands Lacs, 222, 229, 236
Commission du Codex Alimentarius, 23
Commission mixte internationale (CMI), 235
compétition, espèces exotiques, 31–2, 66–7
Conférence des Parties (CdP), 21–2, 237–8
Conium maculatum, 76(t)
Conseil consultatif maritime canadien (CCMC), 238
Contarinia baeri, 61(t), 251(t)
Contarinia pyrivora, 61(t)
Convention de Berne (1982), 20
Convention de Ramsar (Convention relative aux zones humides, 1971), 22
Convention internationale pour la protection des végétaux (CIPV), 23–4, 71
Convention sur la diversité biologique (CDB), 9, 13, 21–2, 71, 143, 165, 167, 237, 253
Convoluta convoluta, 147(t)
Convolvulus arvensis, 249(t)
Corbicula fluminea (petite corbeille d'Asie), 78(t), 189, 198(t)
Cordylophora caspia, 78(t), 129(t)
Coregonus alpenae, 32
Coregonus artedi, 96, 202, 204, 209(t)
Coregonus clupeaformis, 96, 202, 209(t)
Coregonus hoyi, 32
Coregonus johannae, 32
Coregonus laveratus, 209(t)
Coregonus nigripinnis, 32
Corophium mucronatum, 78(t)
Corophium volutator, 148(t)
COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada) (= CSEMDC), 53, 257–8
Cottus rhotheus, 210(t)
Cotula coronopifolia, 128(t)
Couesius plumbeus, 208(t)
coût de production des feuilles, 305
coyote, 69(t)
crabe chinois, 78(t), 224
crabe vert (*Carcinus maenas*) : effet éventuel, 185, 235; le long de la côte atlantique, 137(t), 139, 148(t), 179–81, 184–5, 235; le long de la côte du Pacifique, 181, 183–5, 235; sur la côte ouest, 118–229
crapaud géant, 36
crapet arlequin, 210(t)
crapet de roche, 210(t)
crapet-soleil, 210(t)
Craspedacusta sowerbyi, 79(t)
Crassostrea gigas (huître creuse du Pacifique), 114–15, 117, 118(t), 130(t)
Crassostrea sikamea, 118(t), 121
Crassostrea virginica (huître américaine), 115, 118(t), 130(t)
crenson dravier, 249(t)
Crepidula fornicata, 130(t)
crépis des toits, 249(t)
Crepis tectorum, 249(t)
criocère des céréales, 250(t)
Croesia holmiana, 62(t)
Croesus varus, 62(t)
Cronartium ribicola, 59, 63, 251(t)
Cryphonectria parasitica, 31, 59–60, 251(t)
Cryptococcus fagisuga, 59, 62(t), 250(t)
Cryptodiaporthe populea, 250(t)
Cryptorhynchus lapathi, 61(t)
Cryptosula pallasiana, 131(t)
Crypturgus pusillus, 61(t)
CSEMDC (Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) (= COSEPAC), 53, 257–8
Ctenopharyngodon idella. *Voir* carpe de roseau
cul-brun (*Euproctis chrysorrhoea*), 62(t), 251(t)
Culaea inconstans, 210(t)
Cyclotella atomus, 75(t)
Cyclotella cryptica, 75(t)
Cyclotella pseudostelligera, 75(t)
Cyclotella woltereckі, 75(t)
Cydia pomonella, 62(t), 270
cygne tuberculé (*Cygnus olor*), 116, 132(t)
Cygnus olor, 116, 132(t)
Cynanchum nigrum, 51
Cynanchum rossicum (dompte-venin de Russie), 45, 51
cynoglosse officinale, 44
Cynoglossum officinale, 44
Cyphocleonus achates, 294
cyprin doré. *Voir* carassin (*Carassius auratus*)
Cyprinus carpio. *Voir* carpe
cypripède blanc, 53(i), 54
Cypripedium candidum (cypripède blanc), 53(i), 54
Cytisus scoparius (genêt à balais), 16, 46, 56, 67, 68(t), 244, 272, 299

Dalea villosa, 54
dalée velue, 54
dallia, 209(t)
Dallia pectoralis, 209(t)
Daphnia lumholtzi, 78(t)
darts, 210(t)
Dasineura mali, 61(t)
Daucus carota, 249(t)
DDT (contre la spongieuse), 154
Delia coarctata, 249(t)
Dendragapus canadensis, 69(t)
Dendrolimus superans, 247
Descurainia sophia, 249(t)
détroit de Georgia : description, 111–12, espèces exotiques, 41, 112–19, 127(t)–132(t); voies d'entrée et mécanismes de contrôle, 118(t), 119–23. *Voir aussi* Colombie-Britannique, écozone Maritime du Pacifique
Dialeurodes chittendeni, 61(t)
Diatoma ehrenbergii, 75(t)
Dichomeris marginella, 62(t)
Dionaea muscipula, 269–70
diprion du pin sylvestre (*Neodiprion sertifer*), 62(t), 251(t)
diprion européen de l'épinette (*Gilpinia hercyniae*), 59, 62(t), 66, 251(t)
diprion importé du pin (*Diprion similis*), 62(t), 64, 65–6, 251(t)
Diprion similis (diprion importé du pin), 62(t), 64, 65–6, 251(t)
Dipsacus laciniatus, 269
Discosporium populeum, 250(t)
Ditula angustiorana, 62(t)
Ditylenchus destructor, 249(t)
Diuraphis noxia, 33
Dodecaceria concharum, 130(t)
Dolly Varden, 210(t)
dompte-venin de Russie, 45, 51
dompte-venin noir, 51
doré jaune, 96, 104, 211(t)
Dorosoma cepedianum, 80(t), 86, 208(t)
doryphore de la pomme de terre, 249(t)
douglas vert, 67, 244, 299
Dreissena bugensis. *Voir* moule quagga
Dreissena polymorpha. *Voir* moule zébrée
Dugesia polychroa, 79(t)
Dynaspidiotus britannicus, 62(t)

eau de lest : dans le DG, 121–2, dans les GL et le St-L, 224–5, 235–7, le long de la côte de l'Atlantique, 143–4, 234–5, le long de la côte du Pacifique, 179, 183–4, 235; lignes directrices canadiennes, 42, 87, 143, 224, 235–9; lignes directrices internationales, 22, 237–8, navires non lestés, 224, 236, 239; options pour le traitement,

224–5, 236, 241(t); règlement américain sur l'eau de lest, 214; voie d'entrée, 12(t), 86–7, 224–5, 233
Echinochloa crus-galli, 77(t)
Echinogammarus ischnus, 79(t), 224
écosystème de la forêt boréale. *Voir* forêts
écosystème d'eau douce : voie d'entrée, 12(t). *Voir aussi* Grands Lacs–fleuve Saint-Laurent
écosystèmes et espèces exotiques : biodiversité, 9, 11, 15–16, 19, 24, 43; des prairies, 105; impact, 29–34; synergie entre espèces envahissantes, 35–6; temps de réponse, effondrements, 36, 269; voies d'entrée, 12(t); zones humides, 12(t), 22, 41, 94–6, 103–5. *Voir aussi* Atlantique canadien; détroit de Georgia; forêts; Grands Lacs–fleuve Saint-Laurent
écozone de la Cordillère montagnarde, 41, 54, 56
écozone des Plaines à forêts mixtes, 54
écozone des Prairies, 41, 54–5
écozone Maritime du Pacifique, 41, 54, 56. *Voir aussi* Colombie-Britannique; détroit de Georgia
écozones, 41, 44, 54–6
écrevisse américaine (*Orconectes limosus*), 78(t), 82, 86
écrevisse rouilleuse (*Orconectes rusticus*), 78(t), 97
écureuil gris, 31
écureuil roux, 31, 69(t)
effets génétiques, 11, 34, 105, 106, 195
effondrements des invasions, 36, 269
Eichhornia crassipes (jacinthe d'eau), 270, 272
Elatobium abietinum, 61(t)
élevage de gibier, 12(t), 107–8
Elimia virginica, 79(t)
Elliptio complanata, 190
Elodea canadensis, 36, 269
élodée du Canada, 36, 269
Elymus repens, 46
Elysia sp., 136
Elytrigia repens, 249(t)
Empoasca bipunctata, 61(t)
Empoasca fuda, 61(t)
Empoasca populi, 61(t)
Empoasca smaragdula, 61(t)
Enarmonia formosana, 250(t)
encéphalopathie, 108
Enneacanthus gloriosus, 80(t)
Enteromorpha intestinalis, 76(t)
Enteromorpha prolifera, 76(t)
Enteromorpha spp., 114, 127(t)
Entomophaga maimaiga, 36
éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) : au Manitoba, 94, 96, 205–8; dans les GL et le St-L, 81(t), 204–5; effets sur la pêche commerciale, 96, 204–5, 206–7; inquiétude face au projet Garrison, 206; introduction, 209(t)
Ephestia kuhniella, 249(t)
Epiblema cynosbatella, 62(t)
Epilobium hirsutum, 77(t)
Epilobium parviflorum, 77(t)
épine-vinette commune, 249(t)
épinoche à cinq épines, 210(t)
épinoche à quatre épines (*Apeltes quadracus*), 80(t), 81, 210(t)
épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*), 80(t), 81, 210(t)
Epinotia nanana, 62(t)
Epinotia solandriana, 62(t)
Epipactis helleborine, 46
épipactis petit-hellébore, 46
épizooties (amibiase), 140–2
érable à Giguère, 45, 51, 52–3
érable de Norvège, 51, 52, 68(t)
érable ginnala, 68(t)
éradication : programme de lutte, 199, 221, 270–1; spongieuse, 152, 154–8, 271
Erannis defoliaria, 62(t)
Eriocampa ovata, 62(t)
Eriocheir sinensis, 78(t), 224
Eriosoma ulmi, 62(t)
Ernobius mollis, 61(t)
escargot petit gris, 250(t)
escargot prédateur, 32, 273
escargot terrestre géant d'Afrique, 32, 36, 271, 273
escargots : dans l'Atlantique canadien, 29, 148(t); dans les GL et le St-L, 35, 78(t), 85, 169–71, 189(i), 193; interaction avec les moules zébrées, 35; sur la côte ouest du Canada, 130(t)
Esox americanus americanus, 209(t)
Esox lucius, 209(t)
Esox masquinongy, 209(t)
Esox niger, 209(t)
espèces benthiques, 133
espèces en péril : chêne de Garry, 52(i), 53–6, 70, 244, 299; chevaliers, 175; dans les écozones Maritime du Pacifique et de la Cordillère montagnarde, 54–6; espèces végétales, 53–6; grenouille léopard, 295; martre de Terre-Neuve, 70; mollusques d'eau douce, 187, 194–5; scinque des Prairies, 293–4
espèces exotiques : à Terre-Neuve, 69(t), 70; accords, 19–26; biodiversité, 9, 11, 13, 15, 19, 24, 43; considérations sociales, 26–7; définitions, 9, 45–6; mondialisation, 19, 27, 246–7; nombre au Canada, 41; synergie, temps de réponse, effondrement, 35–6, 269. *Voir aussi les espèces comme la* moule zébrée, *et les catégories comme* les plantes
estuaire du fleuve Fraser, 112, 115–16. *Voir aussi* détroit de Georgia
esturgeon jaune, 202
États-Unis : dissémination d'éperlans arc-en-ciel, 206–7; incidences économiques des espèces exotiques, 13, 16; introduction d'organismes dangereux provenant du Canada, 245; législation fédérale, 155, 214, 228; lutte contre la salicaire, 265; lutte contre la spongieuse, 152, 155; poissons introduits par le Dakota du Nord, 207–8; projet de dérivation Garrison, 206; règlements sur l'eau de lest, 214, 237
Etheostoma spp., 210(t)
étourneau sansonnet, 70
Eubosmina coregoni, 78(t), 94, 97
Euceraphis punctipennis, 61(t)
Euglandina rosea, 32, 273
Eumeces s. septentrionalis, 293–4
Euonymus alatus, 68(t)
Euonymus europaeus, 68(t)
euphorbe ésule, 44, 45, 54, 105, 293–4
Euphorbia esula (euphorbe ésule), 44, 45, 54, 105, 293–4
Euproctis chrysorrhoea, 62(t), 251(t)
Eurrhypara hortulata, 62(t)
Eurytemora affinis, 79(t)
évaluation du risque : agents de lutte biologique, 283–4; importation de coquillages, 121; introduction d'espèces exotiques, 213–14, 224; organismes nuisibles, 246; propagation du cabomba de Caroline, 165–6, 167
Exoteleia dodecella, 62(t)

Fagus grandifolia, 59
fausse teigne de la pomme, 249(t)
faux-gui, 297(i), 298
faux-gui de la pruche de l'Ouest, 297(i)
Felis catus, 15, 70
Fenusa dohrnii, 62(t)
Fenusa pusilla, 62(t), 251(t)
Fenusa ulmi, 62(t)
Festuca arundinacea, 128(t)
Festuca spp., 44
fétuques, 44
ficoïde glaciale, 32
Ficus microcarpa = *F. thonningii*, 35, 36
Fiebeniella florii, 61(t)
flet d'Europe (*Platichthys flesus*), 81(t), 211(t), 224
flétrissure bactérienne, 249(t)
flétrissure verticillienne de la luzerne, 250(t)
fleuve Hudson, 73(i), 74, 87, 88
fleuve Saint-Laurent. *Voir* Grands Lacs–fleuve Saint-Laurent
folle avoine, 249(t)
Fonds pour l'environnement mondial (FEM), 22
forêts : agroforesterie, 106; espèces exotiques envahissantes, 41, 59–70, 106, 243–4, 250(t)–251(t), 294–5; incidences économiques, 60–1, 63, 65–6, 243–4; lutte biologique, 66–7, 107, 291–300; manipulation de l'habitat, 299; programmes de protection, 70–1, 245–7; traitement des souches, 297; vulnérabilité, 59
fourmi de feu rouge importée, 15, 270
framboisier sauvage, 296–7
Frangula alnus. Voir *Rhamnus cathartica*
Fraxinus pennsylvanica, 51
frêne rouge, 51
Fucus distichus, 138
Fucus serratus, 134(t), 135
Fucus spiralis, 114, 127(t)
Furcellaria lumbricalis, 134(t), 135
fusain aile, 68(t)
fusain d'Europe, 68(t)
Fusarium avenaceum, 296–7

gale verruqueuse de la pomme de terre, 243, 247, 249(t)
Galerucella calmariensis, 264, 265(i), 295

Galerucella pusilla, 295
galéruque de l'orme (*Pyrrhalta luteola*), 61(t), 251(t)
Gambusia affinis, 81(t), 210(t)
gambusie (*Gambusia affinis*), 81(t), 210(t)
Gammarus fasciatus, 79(t), 81
gardon rouge (*Scardinius erythrophthalmus*), 80(t), 208(t)
gaspareau. *Voir* alose (*Alosa pseudoharengus*)
gastéropode muricidé (*Ceratostoma inomatum*), 118, 121, 130(t)
Gasterosteus aculeatus, 80(t), 81, 210(t)
gastropode, 148(t)
Gaultheria shallon, 297(i), 298
Gayralia oxysperma, 114, 127(t)
Gelidium vagum, 114, 127(t)
gélinotte huppée, 69(t)
Gemma gemma, 131(t)
genêt à balais, 16, 46, 56, 67, 68(t), 244, 272, 299
gestion des écosystèmes : dans le bassin des GL et du fleuve St-L, 88–9, 221–7; dans le DG, 119–23, en Saskatchewan, 108–9; méthode de lutte, 199–200, 271–2, 274
Gillia altilis, 79(t)
Gilpinia frutetorum, 62(t)
Gilpinia hercyniae (diprion européen de l'épinette), 59, 62(t), 66, 251(t)
Gilpinia viminalis, 62(t)
ginseng à cinq folioles, 54
Glechoma hederacea, 68(t)
Globodera pallida, 250(t)
Globodera rostochiensis, 243, 246, 250(t)
Glugea hertwigi, 79(t)
Glyceria maxima, 77(t)
gobie arrondi (*Neogobius melanostomus*) : dans les GL et le St-L, 80(t), 86, 201, 220–1, 224; introduction, 211(t); menace au Manitoba, 97–8
gobie de la mer Noire (*Proterorhinus marmoratus*), 80(t), 201, 211(t)
gorse, 68(t)
Gossyparia spuria, 62(t)
gourami bleu, 211(t)
graminées : agropyre à crête, 33, 44, 46, 54(i), 55; brome inerme, 46, 55, 105, 299; lutte biologique, 293–4
grand brochet, 209(t)
grand coregone, 96, 202, 209(t)
grand hylesine des pins (*Tomicus piniperda*), 61(t), 64, 65, 244, 251(t)
grande lamproie marine (*Petromyzon marinus*) : dans les GL-St-L, 29, 31, 35, 81(t), 82, 220; introduction, 208(t); programmes de lutte, 222
grande mineuse du bouleau (*Heterarthrus nemoratus*), 62(t), 251(t)
Grandidierella japonica, 131(t)
Grands Lacs–fleuve Saint-Laurent : description, 73–4, 219–20; déversement d'eau de lest, 74; organismes aquatiques, 75(t)–81(t), 81–6, 220–1; poissons exotiques, 80(t)–81(t), 81–2, 84–6, 169–76, 204–5, 220; programmes de lutte, 88–9, 221–7, 228–9; restauration (après 1960), 212–13; taux d'introduction et de transfert, 12, 83–5, 86–8; voie d'entrée, 75(t)–81(t), 81–2, 86–7, 223–7
Grapholita molesta, 62(t), 243, 249(t)
Grateloupia doryphora, 114, 127(t)
gremille (*Gymnocephalus cernuus*), 81(t), 97, 201, 210(t), 220–1, 223
Gremmeniella abietina, 251(t)
grenouille léopard, 295
guêpe, 35
Gymnocephalus cernuus, 81(t), 97, 201, 210(t), 220–1, 223
Gymnosporangium fuscum, 249(t)
Gyrodactylus salmonis, 120

Halichondria bowerbanki, 129(t), 147(t)
Haliplanella lineata, 129(t)
hanneton européen (*Rhizotrogus majalis*), 61(t), 249(t)
harfang des neiges (*Nyctea scandiaca*), 116
Hedera helix, 52(i), 53, 68(t)
Hedya nubiferana, 62(t)
Helix aspersa, 250(t)
Hemichroa crocea, 62(t)
Hemichromis letourneauxi, 211(t)
Hemithea aestivaria, 62(t)
herbe aux goutteux, 46
herbicides, 222
herbivorie, 29–30, 32–3
hermaphrodisme, 187–8
Herpestes javanicus, 15, 273
Hesperis matronalis, 68(t)
Heterarthrus nemoratus, 62(t), 251(t)
Heterodera glycines, 243, 247, 250(t)
Heteromastus filiformis, 130(t)
hêtre à grandes feuilles, 59
Hiodon alosoides, 208(t)
Hobsonia florida, 130(t)
Homadaula anisocentra, 62(t)
homards de l'Atlantique, 122
Homarus americanus, 122
Hoplocampa brevis, 62(t)
Hoplocampa testudinea, 62(t)
Hordeum pusillum, 55
horticulture : champignons pathogènes introduits, 59–60; cultivars envahissants, 263–4; voie d'entrée, 12(t), 107, 122, 225–6, 259–60
houx commun, 68(t)
Hucho hucho, 209(t)
huchon, 209(t)
huître américaine (*Crassostrea virginica*), 115, 118(t), 130(t)
huître creuse du Pacifique (*Crassostrea gigas*), 114–15, 117, 118(t), 130(t)
huître Kumamoto, 118(t), 121
huître plate, 148(t)
huître plate du Pacifique (*Ostrea conchaphila*), 120–1
Hyadaphis tataricae, 61(t)
Hyalella azteca, 82
hydrocharide grenouillette (*Hydrocharis morsus-ranae*), 47, 49(i), 51, 77(t), 161, 166, 225–6, 244, 255
Hydrocharis morsus-ranae, 47, 49(i), 51, 77(t), 161, 166, 225–6, 244, 255
Hylastinus obscurus, 249(t)
Hylobius transversovittatus, 264
Hymenomonas roseola, 76(t)
Hypericum perforatum, 221–2, 292–3
hyponomeute des pommiers (*Yponomeuta malinellus*), 62(t), 250(t), 251(t)
hyponomeute du prunier, 250(t)
Hypophthalmichthys nobilis, 80(t), 226

Icerya purchasi, 279
Ichthyocotylurus pileatus, 79(t)
Ictalurus punctatus, 209(t)
Ictiobus cyprinellus, 104, 208(t)
Idiocerus stigmaticalis, 61(t)
Ilex aquifolium, 68(t)
Ilyanassa obsoleta, 30, 130(t)
Impatiens glandulifera, 76(t)
insectes : agents de lutte biologique, 44, 66, 284; avantage compétitif, 64, 66; dans les forêts, 63–7, 106, 243–4, 250(t)–251(t); dans les prairies, 32–3; organismes nuisibles justiciables de quarantaine, 243–7, 249(t)–251(t). *Voir aussi les noms d'insectes, comme la* spongieuse
inspections : pour la moule zébrée, 100; pour la spongieuse, 156–7
introductions intentionnelles : dans l'Atlantique canadien, 137; dans le DG, 116–18, 118(t), 120–1, dans les GL et le St-L, 169–72, 223–4; dans les Prairies, 94–5, 103–5; effet sur les réseaux trophiques aquatiques, 211–12; effets imprévus, 11, 30, 175, 201–2, 213; évaluation du risque, 213–14; pertes économiques, 201; poissons, 103–4, 202–11, 223–4; rejets de spécimens d'aquarium, 161, 164, 166; spécimens d'aquarium, 227. *Voir aussi* lutte biologique; voies d'entrée *ainsi que les noms d'espèces et les milieux envahis*
invertébrés aquatiques : aperçu, 41; dans le DG, 112–15, 128(t)–131(t); dans les GL et le St-L, 78(t)–80(t); libération des poissons d'aquarium, 227; littoral canadien de l'Atlantique, 136–9, 147(t)–148(t), 234–5. *Voir aussi* mollusques *ainsi que les noms d'organismes*
invertébrés exotiques du sol, 66
Ips typographus, 106
iris du Missouri, 299
iris faux acore (*Iris pseudacorus*), 77(t), 115, 128(t), 166
Iris germanica, 128(t)
Iris missouriensis, 299
Iris pseudacorus, 77(t), 115, 128(t), 166

jacinthe d'eau, 270, 272
Japanarus hyalinus, 61(t)
Juglans cinerea, 60
julienne des dames, 68(t)
Juncus compressus, 77(t)
Juncus gerardi, 77(t), 81, 128(t)
Juncus inflexus, 77(t)

Koinstylochus ostreophagus, 129(t)

lac Kasshabog, 162–3
Lachnellula willkommii, 251(t)

Laminaria longicruris, 139–42
lampricide TFM, 222
Lampsilis radiata radiata, 190
laquaiche aux yeux d'or, 208(t)
Lasmigona subviridis, 80(t)
lavaret, 209(t)
lépisostés, 208(t)
lépisostés de Floride, 208(t)
Lepisosteus platyrhincus, 208(t)
Lepomis gibbosus, 210(t)
Lepomis humilis, 80(t)
Lepomis macrochirus, 210(t)
Lepomis microlophus, 80(t)
Leptinotarsa decemlineata, 249(t)
Lepus americanus, 69(t)
Leucoma salicis, 62(t), 251(t)
Leucosolenia nautilia, 129(t)
lierre commun, 52(i), 53, 68(t)
lierre terrestre, 68(t)
lièvre d'Amérique, 69(t)
Ligustrum sp., 68(t)
lilas commun, 68(t)
limaces de mer (*Placida* et *Elysia* spp.), 136
Liminopema fortunei, 196–7
Limnoria tripunctata, 131(t)
Lina tremulae, 61(t)
linaire à feuilles larges, 44
linaire vulgaire, 44
Linaria genistifolia ssp. *dalmatica*, 44
Linaria vulgaris, 44
liseron des champs, 249(t)
« liste blanche », 42, 109
« liste noire », 42
Littorina littorea (bigorneau), 29, 133, 137–8, 148(t)
Littorina saxatilis, 30
Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 227
Loi sur la marine marchande du Canada, 236, 238
Loi sur la protection des végétaux (1924), 156, 157
Loi sur la protection des végétaux (1990), 109, 165, 245, 300
Loi sur la protection d'espèces animales ou végétales sauvages et la réglementation de leur commerce international et interprovincial (WAPPRIITA), 109, 166
Loi sur les produits antiparasitaires, 300
Lomentaria hakodatensis, 114, 128(t)
longicorne asiatique ou étoilé, 29, 64–5, 106, 247, 275
longicorne brun de l'épinette (*Tetropium fuscum*), 61(t), 64, 70, 165, 244, 246–7, 251(t)
longicorne japonais du cèdre, 247
Lonicera tatarica, 68(t)
Lophopodella carteri, 79(t)
Lota lota, 210(t)
lotier splendide, 55(i), 56
lotte, 210(t)
Lotus formosissimus (lotier splendide), 55(i), 56
lupin élégant, 55(i), 56
Lupinus lepidus (lupin élégant), 55(i), 56
lutte biologique : classique, 66, 107, 199, 272–4, 279–88, 292–5; contre les mauvaises herbes, 264–5, 286, 291–300; dans les habitats naturels, 279–88; désavantages, 66, 199–200, 221–2, 273–4; évaluation après usage, 283–4; financement, 280, 286–7, 291, 299–300; forêts, 66–7, 107, 291–300; incidence sur les espèces non ciblées, 270, 273, 282–3, 291; inondative, 107, 199, 274, 291–2, 296–8, insectes, 44, 284–5; méthodes, 199–200, 221–3; mise en œuvre, 282–4, 291; modification de l'habitat, 292; raison d'être, 280–2, spécificité des hôtes, 284–5; terres cultivées, 295; utilisations inadéquates, 285–6. *Voir aussi Bacillus thuringiensis*; carpe de roseau; champignons pathogènes; insectes
lutte chimique, 152, 154–6, 221, 222, 272
« lutte intégrée », 271–2
lutte physique ou mécanique, 221, 222, 272
lychnis blanc, 249(t)
Lycopus asper, 77(t)
Lycopus europaeus, 77(t)
Lyctus brunneus, 61(t)
Lymantria dispar. *Voir* spongieuse
Lymantria monarcha, 247
Lyrodus takanoshimensis, 131(t)
Lysimachia nummularia, 77(t)
Lysimachia vulgaris, 77(t)
Lythrum salicaria. *Voir* salicaire

Macrocystis pyrifera, 139–42
Macrophya punctum-album, 62(t)
Macropsis fuscula, 61(t)
Macropsis graminea, 61(t)
Macropsis mendax, 61(t)
Macropsis notata, 61(t)
Macropsis ocellata, 61(t)
Macropsis vicina, 61(t)
maladie corticale du hêtre, 59–60, 250(t)
maladie hollandaise de l'orme, 60–1, 251(t)
Malva pusilla, 296
mangouste indienne, 15, 273
Manitoba : bassins hydrographiques, 93; espèces aquatiques exotiques, 93–100; introduction de poissons exotiques, 205(i), 206–8; marais Delta Marsh, 94–6; plantes en péril, 53(i), 54–5; Projet de lutte contre la salicaire au Manitoba, 57, 254, 259–66, surveillance de la moule zébrée, 94, 98–100
marais Delta Marsh, 94–6
marais salés, Atlantique canadien, 134, 137, 138
mangane blanche (*Pomoxis annularis*), 210(t)
mangane noire (*Pomoxis nigromaculatus*), 116, 132(t), 210(t), 224
Marsilea quadrifolia, 77(t)
Martes americana, 70
martre de Terre-Neuve, 70
maskinongé, 209(t)
mauvaises herbes : aperçu, 43–4; dans les écosystèmes naturels, 15; hybridation, 33–4; lutte biologique, 264–5, 286, 291–300; organismes nuisibles justiciables de quarantaine, 243–7, 249(t)–251(t). *Voir aussi* plantes exotiques; salicaire
mauve à feuilles rondes, 296
Mayetiola destructor, 249(t)
Melaleuca quinquenervia, 30, 272
Melanosiphon intestinalis, 114, 127(t)
Melita nitida, 131(t)
Membranipora membranacea, 135, 138–42, 148(t)
méné à tête plate, 208(t)
méné de lac, 208(t)
méné rose, 208(t)
Mentha arvensis, 77(t)
Mentha gentilis, 77(t)
Mentha xpiperita, 77(t)
Mentha spicata, 77(t)
Mesembryanthemum crystallinum, 32
Messa nana, 62(t), 251(t)
mesures de lutte : besoin de collaboration, 166–7, 175–6, 214; confinement et maintien des populations, 223–4, 271–4; délai de réponse, effondrements, 269; incidences sur les espèces non ciblées, 221, 270, 273; « liste blanche », 42, 109; « liste noire », 42; « lutte intégrée », 271–2; méthodes de lutte, 199–200, 221–3; option du laisser-faire, 269, 281; problèmes, 42; programmes de protection des végétaux du Canada, 245–6; recherches, 274–5, 303–5; stratégies de gestion, 56–7; temps de réponse, effondrements, 36, 269. *Voir aussi* lutte biologique; lutte chimique; lutte mécanique; éradication *ainsi que les noms d'espèces*
meunier noir, 208(t)
meunier rouge, 208(t)
Micropterus dolomieu, 210(t), 212
Micropterus salmoides, 210(t), 212
Micropterus spp., 224
mildiou de la pomme de terre, 249(t)
milieux perturbés, 41, 45, 54, 229
millepertuis commun, 221–2, 292–3
Misgurnus anguillicaudatus, 80(t)
Mizuhopecten yessoensis, 118(t)
moineau domestique, 70, 108
moisissure bleue du tabac, 250(t)
Molgula manhattensis, 131(t)
mollénésie à voilure, 210(t)
mollusques : bigorneau, pourpre, 29–30, 137–8, 148(t); huîtres, 114–17, 118(t), 120–1, 130(t), 148(t); moules, 130(t), 137, 138, 196–7; palourdes, 115–19, 130(t)–131(t). *Voir aussi* moule quagga; moule zébrée
mollusques d'eau douce, 187–97, 198(t); comparés aux moules zébrée et quagga, 196–7; introduction comme aliment, 189(i), 198(t); mécanismes de dispersion, 190–2; potentiel reproductif, 187–8; traits, 187, 188–90, 192–7, 198(t); traits des espèces en péril, 187, 194–5
mondialisation et propagation d'espèces exotiques, 19, 27, 246–7
Monocorophium acherusicum, 131(t)
Monocorophium insidiosum, 131(t)
Morone americana, 81(t), 82, 210(t)
Morone chrysops (bar blanc), 94, 97, 207, 210(t)
Morone saxatilis, 204, 226

Morus alba, 54, 68(t)
Morus rubra, 54
mosaïque héréditaire du pois, 250(t)
mouche de Hesse, 249(t)
mouche grise des céréales, 249(t)
moule bleue (*Mytilus edulis*), 130(t), 137(t), 138, 196–7
moule quagga (*Dreissena bugensis*) : comparée aux mytilidés dulcicoles, 196–7; dans GL-St-L, 73, 79(t), 85; durée de vie et fécondité, 189–90; traits, 194, 198(t)
moule verte, 130(t), 137
moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) : comparée aux mytilidés dulcicoles, 196–7; dans GL-St-L, 15, 16, 29, 73, 79(t), 85, 87, 220–1, 224; effets, 30, 220–1, 222; menace en Saskatchewan, 104–5; programmes de lutte, 98–100, 222, 224–5; propagation, 233–4; répartition, 98, 225; synergie avec myriophylle en épi, 35; traits, 189–90, 194, 198(t)
mousse d'Irlande, 134, 137(t)
moustique africain, 270
moustique asiatique, 23
moutarde sauvage, 249(t)
Moxostoma carinatum, 175
Moxostoma hubbsi, 175
Moxostoma valenciennesi, 175
mûrier blanc, 54, 68(t)
mûrier rouge, 54
Mus musculus, 69(t)
musaraigne cendrée, 69(t)
Musculista senhousia (moule verte), 130(t), 137
Musculium lacustre, 189(i), 190, 193, 198(t)
Musculium partumeium, 189(i), 190, 193, 198(t)
Mustela vison, 69(t)
Mya arenaria, 131(t)
Myosotella myosotis, 148(t)
Myosotis scorpioides, 76(t)
Myrica faya, 31, 35
myriophylle en épi (*Myriophyllum spicatum*), 35, 77(t), 128(t), 161, 222
Myriophyllum spicatum (myriophylle en épi), 35, 77(t), 128(t), 161, 222
Mysis relicta, 211–12
Mytilicola orientalis, 131(t)
Mytilopsis sallei, 275
Mytilus edulis, 130(t), 137(t), 138, 196–7
Mytilus galloprovincialis, 130(t)
Mytilus spp., 116, 118(t), 130(t)
myxobolose (ou tournis des truites), 33, 108, 120, 226
Myxobolus cerebralis, 33, 79(t), 108, 120

Nacerdes melanura, 61(t)
Najas marina, 77(t)
Najas minor, 77(t)
Nanophyes brevis, 265
Nanophyes marmoratus, 265
nasse de Nouvelle-Zélande (*Potamopyrgus antipodarum*), 79(t), 189(i), 194, 198(t), 224
nasse (*Ilyanassa obsoleta*), 30, 130(t)
Nations Unies, programmes des, 22
navigation de plaisance : surveillance de la moule zébrée, 97–100; voie d'entrée, 12(t), 225
navires non lestés, 224, 236, 239
Neanthes succinea, 129(t)
Nectria coccinea var. *faginata*, 59–60, 250(t)
Nectria neomacrospora, 298
nématode à kystes du soja, 243, 247, 250(t)
nématode à kystes pâles, 250(t)
nématode de la pomme de terre, 249(t)
nématode doré, 243, 246, 250(t)
Nematus ribesii, 62(t)
Nematus salicisodoratus, 62(t)
Neodiprion sertifer, 62(t), 251(t)
Neogobius melanostomus. *Voir* gobie arrondi
Nepovirus : *Comoviridae*, 250(t)
nerprun bourdaine, 48, 49(i), 50(i), 51–2, 68(t), 78(t), 225–6
nerprun cathartique, 47–8, 49(i), 50(i), 51–2, 67, 68(t)
niaouli, 30, 272
Nippolevcon hinumensis, 131(t)
Nitellopsis obtusa, 75(t), 84
nonne, 247
Notemigonus crysoleucas, 208(t)
Notropis buchanani, 80(t)
Notropis hudsonius, 208(t)
Noturus flavus, 209(t)
Noturus insignis, 80(t)
Nouveau-Brunswick, 53(i), 156–7
Nouvelle-Écosse, 44–5, 53(i)
noyer cendré, 60
Nucella lapillus, 137(t)
nudibranches prédateurs, 139
nuttalie obscure (*Nuttallia obscurata*), 116–17, 119, 130(t)
Nuttallia obscurata (nuttalie obscure), 116–17, 119, 130(t)
Nyctea scandiaca, 116
Nymphoides peltata, 77(t)

Ocenebra japonica, 130(t)
Ocnerostoma piniariella, 62(t)
Odocoileus hemionus, 108
Office International des Épizooties (OIE), 23
omble à tête plate, 34
omble chevalier, 34, 209(t)
omble de fontaine, 32, 116, 203, 210(t), 211
omble moulac, 211
ombre arctique, 210(t)
omisco, 210(t)
Oncopsis tristis, 61(t)
Oncorhynchus aquabonita, 209(t)
Oncorhynchus clarki, 81(t), 82, 209(t)
Oncorhynchus clarki lewisi, 209(t), 210(t)
Oncorhynchus gorbuscha, 81(t), 209(t)
Oncorhynchus keta, 209(t)
Oncorhynchus kisutch, 81(t), 209(t)
Oncorhynchus masou, 209(t)
Oncorhynchus mykiss. *Voir* truite arc-en-ciel
Oncorhynchus nerka, 81(t), 209(t), 212
Oncorhynchus tshawytscha, 81(t), 209(t)
Ontario, 44, 53(i), 54, 156. *Voir aussi* Grand Lacs–fleuve Saint-Laurent
Operophtera brumata, 62(t), 251(t)
Ophiostoma novo-ulmi, 60–1
Ophiostoma ulmi, 60–1, 251(t)
oponce, 273–4
Opsius stactogalus, 61(t)
Opuntia monacantha, 27
Opuntia spp., 273
Opuntia stricta, 221
Orconectes limosus (écrevisse américaine), 78(t), 82, 86
Orconectes rusticus, 78(t), 97
Orconectes virilis, 82
Organisation maritime internationale (OMI), 22, 143, 224, 237
Organisation mondiale du commerce (OMC), 22–3, 245
organisme génétiquement modifié, 226–7
organismes nuisibles aux plantes justiciables de quarantaine, 243–7, 249(t)–251(t)
orge naine, 54
Orgyia antiqua, 62(t)
Orientis ishidae, 61(t)
orignal, 69(t), 70
orme d'Amérique, 60(i), 61
Orthotylus viridinervis, 61(t)
Osmerus mordax. *Voir* éperlan arc-en-ciel
Ostrea conchaphila, 120–1
Ostrea edulis, 148(t)
Ostrinia nubilalis, 249(t)
Otiorhynchus ligustici, 61(t), 250(t)
Otiorhynchus ovatus, 61(t), 66
Otiorhynchus raucus, 61(t)
Otiorhynchus rugosostriatus, 61(t), 66
Otiorhynchus scaber, 61(t)
Otiorhynchus singularis, 61(t)
Otiorhynchus sulcatus, 61(t), 66
Oulema melanopus, 250(t)
oursin, dynamique oursin-laminaire, 136, 139–42
Ovatella myosotis, 130(t)

Pagurus longicarpus, 29
palourde japonaise (*Venerupis philippinarum*), 115, 116–17, 119, 121, 130(t)
pamphile introduit du pin (*Acantholyda erythrocephala*), 62(t), 64, 65, 251(t)
Panaque nigrolineatus, 209(t)
panaque royal, 209(t)
Panax quinquefolius, 54
Pandemis cerasana, 62(t)
Pandemis heparana, 62(t)
papillon satiné (*Leucoma salicis*), 62(t), 251(t)
Paramoeba invadens, 140–3
Paraphytomyza populicola, 61(t)
Parapristina verticillata, 35
parasites : *Anguillicola crassus*, 175; *Gyrodactylus salmonis*, 120; *Myxobolus cerebralis*, 33, 79(t), 108, 120
partenariats : besoin de collaboration, 12, 109, 165–6, 175–6, 214, 266; contre la moule zébrée, 98–100; contre la salicaire, 254–5, 259–66; contre la spongieuse, 157; contre les espèces exotiques dans les forêts, 71; dans la région des GL et du St-L, 228–9; lutte biologique, 287–8; programmes régionaux, 56–7
Parties contractantes de la CDB, 21–2, 237–8
Passer domesticus, 70, 108

pathogènes. *Voir* champignons pathogènes
pâturin des prés, 44, 293
pays en développement, 25, 26–7
pêches commerciales : effets des espèces exotiques, 33, 96, 108, 120–1, 201, 204–8; myxobolose (tournis des truites), 33, 108, 120, 226; prédation par la grande lamproie marine, 32
Pediopsis tillae, 61(t)
Pemphigus bursarius, 62(t)
Perca flavescens, 211(t)
perce-pousse européen du pin (*Rhyacionia buoliana*), 62(t), 66, 67, 251(t)
perceur de l'Atlantique (*Urosalpinx cinerea*), 115, 130(t)
perceur des racines du trèfle, 249(t)
perchaude, 211(t)
Percopsis omiscomaycus, 210(t)
Percursaria percursa, 114, 127(t)
Peridroma saucia, 62(t)
Periphyllus californiensis, 61(t)
Periphyllus testudinacea, 61(t)
Peromyscus maniculatus, 69(t)
Peronospora tabacina, 250(t)
Petalonia fascia, 114, 127(t)
petit scolyte européen de l'orme (*Scolytus multistriatus*), 61, 61(t), 251(t)
petite corbeille d'Asie (*Corbicula fluminea*), 78(t), 189, 198(t)
petite mineuse du bouleau (*Fenusa pusilla*), 62(t), 251(t)
pétoncle, 118(t)
Petromyzon marinus. *Voir* grande lamproie marine
peuplier blanc, 68(t)
peuplier faux-tremble, 32
Phalaris arundinacea, 115, 128(t)
Phallodrilus aquaedulcis, 79(t)
Phenacobius mirabilis, 80(t)
Phragmites australis, 128(t)
Phyllobius intrusus, 61(t)
Phyllonorycter blancardella, 62(t)
Phytophthora infestans, 249(t)
Phytophthora lateralis, 35
Phytophthora spp., 247
pigeon biset, 70
Pilophorus confusus, 61(t)
pin à blanche écorce, 63
pin argenté, 60(i)
pin blanc, 63
pin des marais, 274
pin flexible, 63
pin sylvestre, 68(t)
Pinus albicaulis, 63
Pinus flexilis, 63
Pinus monticola, 60
Pinus palustris, 274
Pinus strobus, 63
Pinus sylvestris, 68(t)
pisidie arctique-alpine (*Pisidium conventus*), 187, 190
pisidie de Poli (*Pisidium casertanum*), 187, 190
Pisidium amnicum, 79(t), 189(i), 198(t)
Pisidium casertanum, 187, 190
Pisidium conventus, 187, 190
Pisidium henslowanum, 79(t), 189(i), 198(t)
Pisidium moitessierianum, 79(t), 81, 189(i), 198(t)
Pisidium supinum, 79(t), 189(i), 198(t)
Pisidium ultramontanum, 188–9
Pistia stratiotes, 76(t)
Placida sp., 136
Plagiodera versicolora, 61(t)
plantain majeur, 43, 249(t)
Plantago coronopus, 128(t)
Plantago major, 43, 249(t)
plantes : en péril, 53–6, nombre et diversité des espèces, 44
plantes aquatiques : dans le DG, 113, 114–15, 128(t), dans les GL et le St-L, 76(t)–78(t), 81–2, 84, 85; effondrements, 36, 269, en Saskatchewan, 104–5; spécimens d'aquarium, 36, 161, 164, 166, 227
plantes exotiques : caractéristiques, 45–6, 304–5, effets, 30–1, 53–6, 67, 68(t), 70, 292–5, en Saskatchewan, 104–8, voie d'entrée, 12(t), 43, 46–54, 225–6. *Voir aussi* forêts; graminées; mauvaises herbes *ainsi que les noms d'espèces comme la* salicaire
Platanthera praeclara (platanthère blanchâtre de l'Ouest), 53(i), 54
platanthère blanchâtre de l'Ouest, 53(i), 54
Platichthys flesus, 81(t), 211(t), 224
Platygobio gracilis, 208(t)
Platynereis bicanaliculata, 129(t)
Pluchea odorata, 76(t)
Poa pratensis, 44, 293
Poa trivialis, 77(t)
Poecilia latipinna, 210(t)
Poecilia reticulata, 210(t)
poisson-ange, 211(t)
poissons exotiques : aperçu, 41–2, 201–2; au Manitoba et en Saskatchewan, 94–7, 103–4; dans le DG, 115–16; dans les GL et le St-L, 80(t)–81(t), 82, 169–76, 204–5; introduction, 202–3, 208(t)–211(t); réseaux trophiques aquatiques, 211–12
poissons vivants destinés à la consommation, 122, 227
Polydora cornuta, 129(t)
Polydora limicola, 129(t)
Polydora websteri, 129(t)
Polydrusus cervinus, 61(t)
Polydrusus impressifrons, 61(t)
Polygonum caespitosum, 77(t)
Polygonum convolvulus, 249(t)
Polygonum persicaria, 77(t)
Pomoxis annularis, 210(t)
Pomoxis nigromaculatus, 116, 132(t), 210(t), 224
Pontania proxima, 62(t)
Popillia japonica, 61(t), 249(t)
Populus alba, 68(t)
Populus tremuloides, 32
Porphyra mumfordii, 114, 127(t)
Porphyra yezoensis, 118(t), 122
porte-case du bouleau (*Coleophora serratella*), 62(t), 64, 66, 251(t)
porte-case du mélèze (*Coleophora laricella*), 62(t), 66, 251(t)
Posidonia oceanica, 30
Potamogeton crispus, 77(t)
Potamopyrgus antipodarum, 79(t), 189(i), 194, 198(t), 224
Potexvirus, 246
Potyvirus : *Potyviridae*, 165, 243, 246, 247, 250(t)
pourpre de l'Atlantique, 137(t)
prairies, 16, 105
Prunus flexuosus, 148(t)
prédation : extinction des espèces indigènes, 32; gastéropode muricidé, 118, 121, 130(t), nudibranches, 139
prédiction : coût de production des feuilles, 305; « règle des dixièmes », 37, 269, 303–4; répartition probable des espèces exotiques, 305; utilisation des caractéristiques biologiques, 304–5
prévention : difficulté, 11–12, mesures préventives avant l'éradication, 157–8; méthode de gestion, 199
Pristiphora abbreviata, 62(t)
Pristiphora erichsonii, 62(t), 66, 250(t)
Pristiphora geniculata, 62(t), 251(t)
Profenusa thomsoni, 62(t), 251(t)
programme de Machu Picchu, 20
Programme mondial de gestion de l'eau de lest (programme GloBallast), 22
Programme mondial sur les espèces envahissantes (PMEE), 13, 24–6, 143
projet de dérivation Garrison, 206
Projet de lutte contre la salicaire au Manitoba, 57, 254, 259–66
projet Invasive Plants of Canada (IPCAN), 44
Proterorhinus marmoratus, 80(t), 201, 211(t)
Pseudodiaptomus marinus, 121
Pseudopolydora kempi, 130(t)
Pseudostylochus ostreaphagus, 121, 129(t)
Pseudotsuga menziesii var. *menziesi*, 67, 244, 299
Psyllopsis fraxinicola, 62(t)
Pterophyllum scalare, 211(t)
Puccinellia distans, 77(t)
Puccinia coronata, 246
Puccinia graminis, 246
Puccinia horiana, 246
puceron du pois, 249(t)
puceron lanigère du sapin (*Adelges piceae*), 59, 61(t), 64, 65, 251(t)
puceron russe du blé, 33
punaise des céréales, 249(t)
Pyganodon grandis, 190
pyrale d'Argentine, 221, 273–4
pyrale du maïs, 249(t)
pyrale méditerranéenne de la farine, 249(t)
Pyrrhalta luteola, 61(t), 251(t)
Pyrrhalta viburni, 61(t)

Quadraspidiotus perniciosus, 249(t)
quarantaine : lutte contre la spongieuse, 65, 155; méthode de gestion, 199; organismes nuisibles justiciables de quarantaine, 243–7, 249(t)–251(t)
Québec, 53(i), 54, 169–76, 297–8. *Voir aussi* Grands Lacs–fleuve Saint-Laurent
quenouille à feuilles larges (*Typha angustifolia*), 78(t), 115, 128(t)

Quercus garryana (chêne de Garry), 52(i), 56, 70, 244, 299
Quercus robur, 68(t)
Quercus spp. (chêne), 32, 60
queue à tache noire, 208(t)
queue de voile, 210(t)
queue d'épée, 210(t)

Radix auricularia, 79(t), 189(i), 194, 198(t)
Rana pipiens, 295
Ranunculus alismaefolius (renoncule à feuilles d'alisme), 55(i), 56
rat surmulot (*Rattus norvegicus*), 69(t), 70, 116, 122, 132(t), 271
Rattus norvegicus (rat surmulot), 69(t), 70, 116, 122, 132(t), 271
réchauffement climatique, 12(t), 108
recherche : biologie des invasions, 274, 303–5; financement, 41, 70; protocoles, 123, 227–8; spongieuse, 152
Recurvaria nanella, 62(t)
« règle des dixièmes », 37, 269, 303–4
Règlement sur la protection de la santé des poissons (1984), 119–20, 170
renoncule à feuilles d'alisme, 55(i), 56
renouée liseron, 249(t)
Rhamnus cathartica (nerprun cathartique), 47–8, 49(i), 50(i), 51–2, 67, 68(t)
Rhamnus frangula (nerprun bourdaine), 48, 49(i), 50(i), 51–2, 68(t), 78(t), 225–6
Rhinocyllus conicus, 273
Rhizotrogus majalis, 61(t), 249(t)
Rhopobota naevana, 62(t)
Rhyacionia buoliana, 62(t), 66, 67, 251(t)
Rhytidodus decimasquartus, 61(t)
Ribautiana tenerrima, 61(t)
Ribautiana ulmi, 61(t)
Richardsonius balteatus, 208(t)
Richelieu, 73(i), 82, 88, 169–76
Ripistes parasita, 79(t)
Robinia pseudoacacia, 68(t)
robinier faux-acacia, 68(t)
ronce à petites fleurs, 296–7
ronce remarquable, 296–7
Rorippa nasturtium-aquaticum, 76(t)
Rorippa sylvestris, 76(t)
rouille grillagée du poirier, 249(t)
rouille vésiculeuse du pin blanc, 59, 63, 251(t)
Royaume floral du Cap, 26
Rubus spp., 296–7
Rumex longifolius, 77(t)
Rumex obtusifolius, 77(t)

salal, 297(i), 298
salicaire (*Lythrum salicaria*), 77(t), au Manitoba, 41, 57, 94, 254, 259–66; changement de vocation du territoire, 47; dans le DG, 112, 115, 128(t); dans les GL et le St-L, 85, 221; en Saskatchewan, 104; programmes de lutte, 222–3, 244, 253–8, 263–5, 295; sensibilisation du milieu politique, 253–8; voies d'entrée, 161, 225–6
salissures de la coque, 12(t), 122
Salix alba, 78(t)
Salix fragilis, 78(t)
Salix purpurea, 78(t)
Salmo salar. *Voir* saumon de l'Atlantique
Salmo trutta. *Voir* truite brune
Salsola kali, 108
Salvelinus alpinus, 34, 209(t)
Salvelinus confluentus, 34
Salvelinus fontinalis (omble de fontaine), 32, 116, 203, 210(t), 211
Salvelinus malma, 210(t)
Salvelinus namaycush, 34, 96, 116, 210(t)
sandre, 207–8
Sargassum muticum, 114, 117, 127(t)
Sarnia cynthia, 62(t)
Saskatchewan, 53(i), 54, 103–10
saumon coho, 81(t), 209(t)
saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*) : au Canada, 202, 209(t), 210(t); en Colombie-Britannique, 116, 118(t), 120, 132(t); et truite brune, 34
saumon du Danube, 209(t)
saumon du Pacifique, 220
saumon japonais, 209(t)
saumon kéta, 209(t)
saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*), 81(t), 209(t)
saumon rose (*Oncorhynchus gorbuscha*), 81(t), 209(t)
saumon rouge ou kokani, 81(t), 209(t), 212
scarabée japonais, 61(t), 249(t)
Scardinius erythrophthalmus, 80(t), 208(t)
Schizoporella unicornis, 131(t)
Sciaphilus asperatus, 61(t)
scinque des Prairies, 293–4
Sciurus carolinensis, 31
Sciurus vulgaris, 31
Scolytus mali, 61(t)
Scolytus multistriatus, 61, 61(t), 251(t)
Scolytus rugulosus, 61(t)
Scypha spp., 129(t)
Scytosiphon lomentaria, 114, 127(t)
Scytothamnus spp., 114, 127(t)
Semibalanus balanoides, 137(t), 138
Semudobia betulae, 61(t)
Semudobia tarda, 61(t)
sensibilisation du milieu politique, 253–8
sensibilisation du public : éléments du programme, 110; moule zébrée, 99–100, 224–5; organismes d'aquarium, 166–7, 227; plantes exotiques, 70; prévention de la dissémination des espèces exotiques, 228; salicaire, 253–8, 259–64; spongieuse, 158
Seriocarpus rigidus (aster rigide), 55(i), 56
serpent brun arboricole, 15, 16(i), 19, 32
sétaire glauque, 249(t)
Setaria pumila, 249(t)
Silene pratensis, 249(t)
Sinapis arvensis, 249(t)
sirex européen du pin, 247
Sirex juvencus, 62(t)
Sirex noctilio, 247
Sirococcus clavigenti-juglandacearum, 60, 251(t)
sisymbre sagesse, 249(t)
Sitodiplosis mosellana, 249(t)
Skeletonema potamos, 75(t)
Skeletonema subsalsum, 75(t)
Skistodiaptomus pallidus, 79(t)
Solanum dulcamara, 78(t)
Solenopsis invicta [= *wagneri*], 15, 270
Solidago sempervirens, 76(t)
Sonchus arvensis, 76(t), 128(t)
Sorex cinereus (musaraigne cendrée), 69(t)
sorgho d'Alep, 250(t)
Sorghum halepense, 250(t)
souche calicot de la pomme de terre, 250(t)
soude roulante, 108
souris commune, 69(t)
souris sylvestre, 69(t)
Sparganium glomeratum, 78(t)
Spartina alterniflora, 34, 36, 117, 138
Spartina anglica, 34
Spartina maritima, 34
Spartina patens, 115, 128(t)
spartine à feuilles alternes (*Spartina alterniflora*), 34, 36, 117, 138
spartine étalée (*Spartina patens*), 115, 128(t)
spécialistes trophiques (insectes), 44, 284
Spergularia marina, 128(t)
Sphacelaria fluviatilis, 76(t)
Sphacelaria lacustris, 76(t)
Sphacelotheca reiliana, 250(t)
sphaerides, 187–8, 190–4
Sphaerium corneum, 79(t), 189(i), 198(t)
Sphaerium nitidum, 190
Sphaeromyxa sevastopoli, 79(t)
Sphenoptera jugoslavica, 294
Spilonota lariciana, 62(t)
Spilonota ocellana, 62(t)
spongieuse (*Lymantria dispar*), 62(t); caractéristiques, 65, 67, 151–2; défoliation des arbres, 35, 65, 154; effets, 29, 32–3, 64, 154–5, 247, 251(t); histoire de l'invasion, 65, 151–2, 153(i); programme de lutte, 36, 152, 154–8, 271
Stegobium paniceum, 61(t)
Stellaria aquatica, 76(t)
Stephanodiscus binderanus, 75(t), 85
Stephanodiscus subtilis, 75(t)
steppes arbustives, 16, 105
Stizostedion lucioperca, 207–8
Stizostedion vitreum, 96, 104, 211(t)
Stratégie canadienne de la biodiversité, 165, 167
Strongylocentrotus droebachiensis, 136, 139–42
Strophosoma melanogrammus, 61(t)
Sturnus vulgaris, 70
Styela clava (ascidie plissée), 131(t), 148(t)
stylophore à deux feuilles, 54
Stylophorum diphyllum, 54
surveillance des espèces exotiques : besoin de surveillance efficace, 70–1, 88–9, 275; crabe vert, 185; dans les GL et le St-L, 89; en Saskatchewan, 108; moule zébrée, 94, 98–100, 224–5
Sylis spongiphila, 129(t)
Synchytrium endobioticum, 243, 247, 249(t)
Syngrapha interrogationis, 62(t)
Syringa vulgaris, 68(t)

tabouret des champs, 249(t)
Taeniothrips inconsequens, 62(t), 251(t)

tamaris, 30
Tamarix spp., 30
tamia raye, 69(t)
Tamias striatus, 69(t)
Tamiasciurus hudsonicus (écureuil roux), 31, 69(t)
tanche (*Tinca tinca*), 80(t), 82, 169–76, 208(t)
Tanysphyrus lemnae, 78(t)
temps de réponse, 36, 269
tenthrède du mélèze (*Pristiphora erichsonii*), 62(t), 66, 250(t)
tenthrède du sorbier (*Pristiphora geniculata*), 62(t), 251(t)
tenthrède européenne du peuplier (*Trichiocampus viminalis*), 62(t), 251(t)
tenthrède-mineuse de Thomson (*Profenusa thomsoni*), 62(t), 251(t)
tenthrède-mineuse du bouleau (*Messa nana*), 62(t), 251(t)
Teredo navalis, 131(t)
Terpsinoe musica, 75(t)
Terre-Neuve, 53(ii), 70
tétras du Canada, 69(t)
Tetropium fuscum, 61(t), 64, 70, 165, 244, 246–7, 251(t)
Thais clavigera, 130(t)
Thalassiosira guillardii, 75(t)
Thalassiosira lacustris, 75(t)
Thalassiosira pseudonana, 75(t)
Thalassiosira weissflogii, 75(t)
Thera juniperata, 62(t)
Thlaspi arvense, 249(t)
Thrips calcaratus, 62(t)
thrips du poirier (*Taeniothrips inconsequens*), 62(t), 251(t)
Thymallus arcticus, 210(t)
Tilapia spp., 107
Tilletia controversa (carie naine du blé), 243, 249(t)
Tilletia indicta, 247
Tinca tinca, 80(t), 82, 169–76, 208(t)
Tobravirus, 250(t)
Tomicus piniperda, 61(t), 64, 65, 244, 251(t)
tordeuse de l'écorce du cerisier, 250(t)
tordeuse des bourgeons de l'épinette, 107
tordeuse orientale du pêcher (*Grapholita molesta*), 62(t), 243, 249(t)
touladi, 34, 96, 116, 210(t)
tournis des truites (myxobolose), 33, 108, 120, 226
Trapa natans, 78(t), 82, 165
Trapezium liratum, 130(t)
Trichiocampus viminalis, 62(t), 251(t)
Trichogaster trichopterus, 211(t)
Trochammina hadai, 115, 128(t)
troène, 68(t)
Trogoderma granarium, 247
trogoderme des grains, 247
truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) : dans le DG, 116; dans les GL et le St-L, 81(t), 85, 220; dans les Prairies, 104, 209(t), 211; introductions, 203, 209(t), 210(t); myxobolose (tournis des truites), 33, 108, 120, 226
truite brune (*Salmo trutta*) : dans le DG, 116; dans les GL et le St-L, 85, 220, 81(t); effets sur les poissons indigènes, 32, 34; introduction, 203, 209(t), 210(t)
truite dorée, 209(t)
truite fardée de Yellowstone, 209(t), 210(t)
truite fardée (*Oncorhynchus clarki*), 81(t), 82, 209(t)
Trypanosyllis gemmipara, 129(t)
Tubifex tubifex, 33
Tubificoides benedii, 121, 130(t)
Tubularia crocea, 129(t)
tussilage pas-d'âne, 45
Tussilago farfara, 45
Typha angustifolia, 78(t), 115, 128(t)
Typhlocyba avellanae, 61(t)
Typhlocyba barbata, 61(t)
Typhlocyba candidula, 61(t)
Typhlocyba froggatti, 61(t)
Typhlocyba frustrator, 61(t)
Typhlocyba hippocastani, 61(t)
Typhlocyba lethierryi, 61(t)
Typhlocyba nigriloba, 62(t)
Typhlocyba plebeja, 62(t)
Typhlocyba prunicola, 62(t)
Typhlocyba quercus, 62(t)
typographe européen de l'épinette, 106
Typosyllis alternata, 129(t)
Typosyllis pulchra, 129(t)

Ulex europaeus, 68(t), 244
Ulmus americana, 60(ii), 61
Ulothrix implexa, 114, 127(t)
Ulothrix speciosa, 114, 127(t)
Ulva spp., 127(t)
Urophora affinis affinis, 294
Urophora quadrifasciata, 294
Urosalpinx cinerea, 115, 130(t)

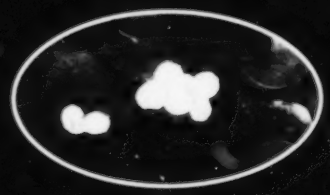
Valvata piscinalis, 80(t), 189(ii), 194, 198(t)
varech denté (*Fucus serratus*), 134(t), 135
Venerupis philippinarum (palourde japonaise), 115, 116–17, 119, 121, 130(t)
Venturia salicicerda, 251(t)
ver de terre exotique, 66
ver plat, 121, 147(t)
Veronica beccabunga, 78(t)
vertébrés exotiques, 70
Verticillium albo-atrum, 250(t)
Viburnum opulus, 68(t)
Viola praemorsa praemorsa (violette jaune des monts), 55(ii), 56
violette jaune des monts, 55(ii), 56
viorne obier, 68(t)
virus de la marbrure, 246
virus de la mosaïque de l'arabette, 250(t)
virus de la mosaïque du pépino, 246
virus de la petite cerise, 247, 249(t)
virus de la sharka, 165, 243, 246, 247, 250(t)
virus des stries nécrotiques, 250(t)
virus du Nil occidental, 16
vison d'Amérique, 69(t)
vivipare chinoise (*Cipangopaludina chinensis malleata*), 80(t), 189, 192, 198(t)
vivipare japonaise (*Cipangopaludina japonica*), 80(t), 192
Viviparus georgianus, 80(t)
voie navigable Trent-Severn, 163–4
voies d'entrée : activités humaines, 43, 46–7, 190–2, aperçu, 11–12, appât vivant, 100, confinement et programmes de lutte, 42, 223–4, dans le DG, 118(t), 119–23, dans les GL et le St-L, 75(t)–81(t), 81–2, 86–7, 223–7, eau de lest, 86–7, 233, en Saskatchewan, 103–5, 106–8, voies, 100
« voleuse d'huîtres » (*Codium fragile*), 30, 134(t), 135–6, 141–3
« voleuse d'huîtres » (*Colpomenia peregrina*), 114, 127(t), 134(t), 135, 235

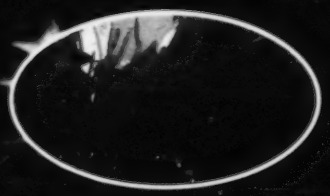
WAPPRIITA (*Loi sur la protection d'espèces animales ou végétales sauvages et la réglementation de leur commerce international et interprovincial*), 109, 166
Working for Water (WfW) (programme en Afrique du Sud, 1995), 26

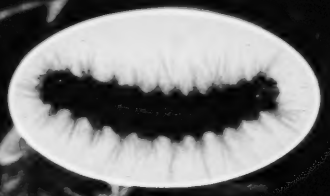
Xanthomonas populi, 247
Xestobium rufovillosum, 61(t)
Xiphophorus hellen, 210(t)
Xyleborinus dispar, 61(t)
Xyleborinus saxeseni, 61(t)
Xylosandrus germanus, 61(t)

Yponomeuta malinellus, 62(t), 250(t), 251(t)
Yponomeuta padellus, 250(t)

zone floristique carolinienne du Sud-Ouest de l'Ontario, 41, 54
zone infralittorale de l'Atlantique canadien, 139–43, 181
zone intertidale : Atlantique canadien, 133–4, 138, 181, bigorneau, 29–30, 133, 137–8, 148(t), *Codium fragile*, 30, 134(t), 135–6, 141–3, crabe vert, 118–19, 137(t), 139, 148(t), 181, 184, DG, 114–16
zones floristiques, 26, 41, 54
zones humides : en Saskatchewan, 103–5, marais Delta Marsh, 94–6; voie d'entrée, 12(t); vulnérabilité, 22, 41
Zostera japonica, 114, 117, 128(t)
Zostera marina, 117, 137
zostère marine (*Zostera marina*), 117, 137
zostérops du Japon, 35
Zosterops japonicus, 35
Zygina flammigera, 62(t)







Les espèces exotiques envahissantes sont reconnues à l'échelle mondiale comme une menace pour la biodiversité, et, selon les estimations, elles entraînent d'énormes coûts en agriculture, en foresterie, en pêcherie et en santé publique. Il n'existait pas d'étude générale de la question des espèces exotiques au Canada. La publication des *Envahisseurs exotiques des eaux, milieux humides et forêts du Canada* cherche à combler cette lacune. Il s'agit d'une collection d'articles signés par des spécialistes d'horizons divers qui analysent le problème selon diverses perspectives : voies d'invasion, secteurs affectés, aménagement et lutte ainsi que collaboration internationale.

Renata Claudi, experte reconnue du domaine des biosalissures et des espèces aquatiques nuisibles, a été l'âme dirigeante du développement de l'ouvrage. Patrick Nantel est un conseiller scientifique et un écologiste des plantes du Service canadien des forêts. Elizabeth Muckle-Jeffs est une spécialiste des communications associée à la maison The Professional Edge.

ISBN 0-660-96686-7

9 780660 966861